



**UNIVERSIDAD NACIONAL
“PEDRO RUIZ GALLO”
FACULTAD DE INGENIERÍA
QUÍMICA E INDUSTRIAS RE
ALIMENTARIAS**



ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA

TESIS

**Eliminación de arsénico y plomo en aguas del subsuelo del
distrito de Pacora mediante bioadsorción con cáscara de
*Colocasia esculenta***

Para optar el título profesional de
INGENIERO QUÍMICO

AUTOR

Bach. Zeña Llauce, Jhoel Nicolas

ASESOR

Dr. Monteza Arbulú César Augusto

ORCID/0000-0003-2052-6707

Lambayeque – Perú

2025



**UNIVERSIDAD NACIONAL
“PEDRO RUIZ GALLO”
FACULTAD DE INGENIERÍA
QUÍMICA E INDUSTRIAS RE
ALIMENTARIAS**



ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA

TESIS

**Eliminación de arsénico y plomo en aguas del subsuelo del
distrito de Pacora mediante bioadsorción con cáscara de
*Colocasia esculenta***

Para optar el título profesional de

INGENIERO QUÍMICO

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

**Dra. Benel Fernández
Doyle Isabel
SECRETARIO**

**Dr. Cruzado Arce Carlos
PRESIDENTE**

**Dr. Monteza Arbulú César
Augusto
ASESOR**

**M.Sc. Arriaga Delgado
Miguel Ángel
VOCAL**

Lambayeque - Perú

2025



ACTA DE SUSTENTACIÓN - 2026

Siendo las 11:30 am del lunes 02 de marzo del 2026, se reunieron en la sala de sustentación de la Facultad de Ingeniería Química e Industrias Alimentarias los miembros del jurado evaluador de la Tesis Titulada: **Eliminación de arsénico y plomo en aguas del subsuelo del distrito de Pacora mediante bioadsorción con cáscara de Colocasia esculenta**; designados con Res. N°020-2020-VIRTUAL-UINV de fecha 22 de diciembre del 2020 y aprobada con Res. N°150-2022-D-FIQIA-VIRTUAL de fecha 29 de abril del 2022, con la finalidad de Evaluar y Calificar la sustentación de la tesis antes mencionada, conformados por los siguientes docentes:

- **Presidente:** Dr. Carlos Reinerio Arce Cruzado
- **Secretario:** Dra. Doyle Isabel Benel Fernández
- **Vocal:** M.Sc. Miguel Angel Arriaga Delgado

La tesis fue asesorada por el Dr. Cesar Augusto Monteza Arbulu, nombrado con Decreto N°044-2020-VIRTUAL-UINV de fecha 13 de noviembre del 2020. El acto de sustentación es autorizado con Res. N°028-2026-D-FIQIA de fecha 23 de enero del 2026.

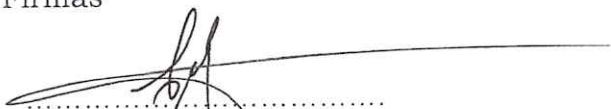
La Tesis fue presentada y sustentada por el Bachiller: **ZEÑA LLAUCE JHOEL NICOLAS; de la Escuela Profesional de Ingeniería Química** y tuvo una duración de 60 minutos.

Después de la sustentación, y absueltas las preguntas y observaciones de los miembros del jurado; se procedió a la calificación respectiva, otorgándole el calificativo de 18 (...Dieciocho...) en la escala vigesimal, mención Muy Bueno

Por lo que queda APTO para obtener el Título Profesional de **INGENIERO QUIMICO** de acuerdo con la Ley Universitaria 30220 y la normatividad vigente de la Facultad de Ingeniería Química e Industrias Alimentarias y la Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo.

Siendo las 12:30 pm se dio por concluido el presente acto académico, dándose conformidad al presente acto, con la firma de los miembros del jurado.

Firmas


.....
Presidente
Dr. Carlos Reinerio Arce Cruzado


.....
Vocal
M.Sc. Miguel Angel Arriaga Delgado


.....
Secretario
Dra. Doyle Isabel Benel Fernández


.....
Asesor
Dr. Cesar Augusto Monteza Arbulu

CONSTANCIA DE VERIFICACION DE ORIGINALIDAD

Yo César Augusto Monteza Arbulú usuario revisor de Tesis

Trabajo de Suficiencia Profesional y/o Trabajo Académico

Titulado: Eliminación de arsénico y plomo en aguas del subsuelo del distrito de Pacora mediante bioadsorción con cáscara de Colocasia esculenta.....

Cuyo autor (es) son: Jhoel Nicolas Zeña Llauce.....; con DNI N° 76700989.. y; con DNI N° ; declaro que la evaluación realizada por el Programa informático, ha arrojado un porcentaje de similitud ...12..%, verificables en el Resumen del Reporte automatizado de similitudes que se acompaña.

El suscrito (a) analizó reporte y concluyó que cada una de las coincidencias detectadas dentro del porcentaje de similitud permitido no constituyen plagio y que el documento cumple con la integridad científica y con las normas para el uso de citas y referencias establecidas en los protocolos respectivos,

Se cumple con adjuntar el Recibo Digital a efectos de la trazabilidad respectiva del proceso.

Lambayeque, 17 de 12 del 2025..



.....
Firma (Asesor)

Nombres y Apellidos Cesar Augusto Monteza Arbulu.....

DNI 16681280.....

Defina la modalidad con (X)

Adjunta:

Resumen de Reporte automatizado de similitudes

Recibo digital

ZEÑA

INFORME DE ORIGINALIDAD

12%

INDICE DE SIMILITUD

12%

FUENTES DE INTERNET

3%

PUBLICACIONES

7%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1

repositorio.ucv.edu.pe

Fuente de Internet

2%

2

hdl.handle.net

Fuente de Internet

2%

3

accesoabierto.uh.cu

Fuente de Internet

2%

4

www.coursehero.com

Fuente de Internet

1%

5

corte-constitucional.vlex.com.co

Fuente de Internet

1%

6

repositorio.udh.edu.pe

Fuente de Internet

1%

7

Submitted to Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo

Trabajo del estudiante

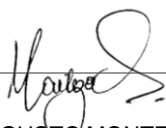
1%

8

Submitted to Universidad Católica de Santa María

Trabajo del estudiante

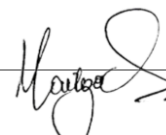
1%



CESAR AUGUSTO MONTEZA ARBULU
DNI: 16681280
ASESOR

9	docplayer.es Fuente de Internet	< 1 %
10	repositorio.unc.edu.pe Fuente de Internet	< 1 %
11	repositorio.unprg.edu.pe Fuente de Internet	< 1 %
12	repositorio.uncp.edu.pe Fuente de Internet	< 1 %
13	pdfs.semanticscholar.org Fuente de Internet	< 1 %
14	huajsapata.unap.edu.pe Fuente de Internet	< 1 %
15	repositorio.uchile.cl Fuente de Internet	< 1 %
16	Submitted to ITESM: Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey Trabajo del estudiante	< 1 %
17	Submitted to Universidad Católica De Cuenca Trabajo del estudiante	< 1 %
18	abiigailsosa.blogspot.com Fuente de Internet	< 1 %
19	research.library.mun.ca Fuente de Internet	< 1 %

www.ramajudicial.gov.co



CESAR AUGUSTO MONTEZA ARBULU
DNI:16681280
ASESOR

20	Fuente de Internet	< 1 %
21	Submitted to Universidad TecMilenio Trabajo del estudiante	< 1 %
22	redi.unjbg.edu.pe Fuente de Internet	< 1 %
23	repositorio.unfv.edu.pe Fuente de Internet	< 1 %
24	revistas.untumbes.edu.pe Fuente de Internet	< 1 %
25	www.iloencyclopaedia.org Fuente de Internet	< 1 %
26	repositorio.unap.edu.pe Fuente de Internet	< 1 %
27	repositorio.unsch.edu.pe Fuente de Internet	< 1 %

Excluir citas

Apagado

Excluir coincidencias

< 15 words

Excluir bibliografía

Activo



CESAR AUGUSTO MONTEZA ARBULU
DNI:16681280
ASESOR





Recibo digital

Este recibo confirma que su trabajo ha sido recibido por Turnitin. A continuación podrá ver la información del recibo con respecto a su entrega.

La primera página de tus entregas se muestra abajo.

Autor de la entrega: CESAR AUGUSTO MONTEZA ARBULU
Título del ejercicio: REVISION 1
Título de la entrega: ZEÑA
Nombre del archivo: INFORME_final_ze_a_17.12025.docx
Tamaño del archivo: 2.93M
Total páginas: 66
Total de palabras: 12,626
Total de caracteres: 69,977
Fecha de entrega: 17-dic-2025 10:50a. m. (UTC-0500)
Identificador de la entrega: 2413204700

 UNIVERSIDAD NACIONAL
"PEDRO RUIZ GALLO"
FACULTAD DE INGENIERÍA
QUÍMICA E INDUSTRIAS
ALIMENTARIAS

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA

Eliminación de arsénico y plomo en aguas del subsuelo del
distrito de Pacora mediante bioadsorción con cáscara de
Colocasia esculenta

PROTOCOLO DE TESIS

AUTOR
Zeña Llauce, Jhoel Nicolás

ASESOR
Dr. Monteza Arbulú, Cesar Augusto

Lambayeque - Perú
2025

1


CESAR AUGUSTO MONTEZA ARBULU
DNI: 16681280
ASESOR



UNIVERSIDAD NACIONAL " PEDRO RUIZ GALLO"
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA E
INDUSTRIAS ALIMENTARIAS
PROYECTO DE TESIS



ÍNDICE DE CONTENIDO

ÍNDICE DE CONTENIDO	2
Agradecimientos	4
RESUMEN.....	5
ABSTRACT	6
Índice De Figuras.....	7
Índice De Tablas.....	8
I. INTRODUCCIÓN.....	9
II. ANTECEDENTES Y BASES TEÓRICAS	11
2.1. Antecedentes	11
2.2.1.1. Adsorción	15
Tipos de adsorción.	15
2.2.1. El arsénico	21
2.2.2. Plomo	27
2.2.4.5. Adsorción de Arsénico As(V).....	32
2.2.4.6. Adsorción de Plomo Pb (II).....	34
2.2.3. Mecanismos Químicos de Adsorción de Arsénico y Plomo por Cáscara de Colocasia esculenta.....	35
III. MÉTODOS Y MATERIALES.....	37
3.1. Enfoque Metodológico	37
3.2. Variables.....	37
3.3. Estructura del Diseño Experimental	37
3.4. Procedimiento experimental detallado	38
3.5. Análisis de Datos	38
3.6. Población y Muestra	39
3.7. Técnicas e Instrumentos	39
3.8. Equipos utilizados	39
IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	39
4.1. Resultados	39

4.2.	Capítulo Estadístico – Análisis Factorial 5×3	48
4.3.	Discusiones.....	54
V.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	56
VI.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
	ANEXOS.....	62
	Anexo 1. Procedimiento de secado de la cáscara.....	62

Agradecimientos

Agradezco a Dios por permitir que pueda llegar a este mundo, a mis padres, quienes me dieron la dicha de la vida, su paciencia y educación fueron fundamentales para mí. No podría dejar de agradecer a mi familia, el pilar de mejora continua para poder terminar este proceso universitario, el aliciente de todo ser humano tiene para lograr mis objetivos y mis metas.

RESUMEN

Esta investigación se centra en evaluar la eficiencia de la bituca (*Xanthosoma sagittifolium*), empleada como un bioadsorbente natural, para remover arsénico (As) y plomo (Pb) presentes en el agua subterránea del distrito de Pacora, localizado en el departamento de Lambayeque. La fase experimental se llevó a cabo en los laboratorios de la Facultad de Ingeniería Química e Industrias Alimentarias (FIQIA), donde se determinaron las concentraciones iniciales de As y Pb en las muestras recolectadas. Se aplicaron tratamientos de bioadsorción bajo diversas condiciones, variando el pH (3.5–7.5) y la dosis del bioadsorbente (0.75, 1.0 y 1.5 g). Los resultados demuestran que el pH ejerce una influencia significativa en la eficiencia de bioadsorción de ambos metales pesados. En el arsénico, la mayor bioadsorción se observó a un pH de 5.0, alcanzando eficiencias superiores al 92 %. Para el plomo se obtuvieron valores de hasta 92.64 % a ese mismo nivel de pH. En ambos casos, se constató una disminución gradual de la eficacia a medida que el pH se incrementaba hacia valores más altos (6.5–7.5). Se observó que el aumento en la dosis del bioadsorbente contribuyó a mejorar la capacidad de bioadsorción, aunque su influencia fue menos determinante en comparación con la influencia ejercida por el pH. Las desviaciones estándar en los diferentes tratamientos fueron consistentemente bajas, lo que indica una alta reproducibilidad de los resultados experimentales. Los hallazgos confirman que la bituca representa un bioadsorbente viable, económico y con un alto potencial para la bioadsorción simultánea de arsénico y plomo en aguas del subsuelo, especialmente en condiciones de pH ligeramente ácido.

Palabras clave: bioadsorción, bituca, arsénico, plomo, bioadsorción de metales pesados

ABSTRACT

This research focuses on analyzing the effectiveness of bituca (*Xanthosoma sagittifolium*), used as a natural bioadsorbent, in the removal of arsenic (As) and lead (Pb) present in the groundwater of the Pacora district, located in the Lambayeque department. The experimental phase was carried out in the laboratories of the Faculty of Chemical Engineering and Food Industries (FIQIA), where the initial concentrations of As and Pb in the collected samples were determined. Bioadsorption treatments were applied under various conditions, varying the pH (3.5–7.5) and the bioadsorbent dosage (0.75, 1.0, and 1.5 g). The results demonstrate that pH exerts a significant influence on the removal efficiency of both heavy metals. For arsenic, the highest removal was observed at a pH of 5.0, reaching efficiencies greater than 92%. For lead, values of up to 92.64% were obtained at the same pH level. In both cases, a gradual decrease in efficiency was observed as the pH increased towards higher values (6.5–7.5). It was observed that increasing the bioadsorbent dosage contributed to improving the removal capacity, although its effect was less decisive compared to the influence exerted by the pH. Standard deviations in the different treatments were consistently low, indicating high reproducibility of the experimental results. The findings confirm that bituca represents a viable, economical bioadsorbent with high potential for the simultaneous removal of arsenic and lead in groundwater, especially under slightly acidic pH conditions.

Keywords: bioadsorption, bituca, arsenic, lead, heavy metal removal

Índice De Figuras

Figura 1. Influencia del pH en la bioadsorción del Arsénico	42
Figura 2. Influencia del pH en la bioadsorción de metales pesados.....	44
Figura 3. Influencia del pH en la bioadsorción del Plomo.....	45
Figura 4. Influencia principal del pH para la bioadsorción de arsénico.....	50
Figura 5. Influencia principal de la dosis para la bioadsorción de arsénico	50
Figura 6. Interacción pH × Dosis para la bioadsorción de arsénico.....	51
Figura 7. Influencia principal del pH para la eliminacion de plomo	52
Figura 8. Infuencia principal de la dosis para la eliminacion de plomo	53
Figura 9. Interacción pH × Dosis para la bioadsorción de plomo	53

Índice De Tablas

Tabla 1. Parámetros experimentales y eficiencia de bioadsorción de arsénico para diferentes rangos de pH y dosis del adsorbente	46
Tabla 2. Parámetros experimentales y eficiencia de bioadsorción de Plomo para diferentes rangos de pH y dosis del adsorbente	47
Tabla 3. ANOVA Arsénico	48
Tabla 4. ANOVA Plomo	52

I. INTRODUCCIÓN

El problema de la contaminación del agua con arsénico ha emergido como una seria preocupación de salud pública en la región de Lambayeque, Perú, especialmente en los distritos de Mórrope y Pacora. La primera detección de arsénico en el agua se registró en Mórrope en 2016 (Adeloju et al., 2021), marcando el inicio de una crisis que ha persistido a lo largo de los años.

La gravedad de la situación en Mórrope llevó al gobierno peruano a declarar el distrito en estado de emergencia en mayo de 2018, a través del Decreto Supremo N.º 047-2018-PCM (Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico, 2018; citado en Neisan et al., 2025a). Esta medida buscaba movilizar recursos y coordinar esfuerzos entre diversas entidades gubernamentales, incluyendo el Gobierno Regional de Lambayeque, la Gerencia Regional de Salud, las municipalidades de Mórrope y Lambayeque, y el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, con el fin de implementar acciones para controlar y mitigar la contaminación del agua. A pesar de estas acciones, en 2018 se estimó que 15,783 residentes de Mórrope se vieron directamente afectados por consumir agua contaminada con presencia de arsénico, lo que tuvo un impacto perjudicial en su calidad de vida y los expuso a un mayor riesgo de padecer enfermedades gastrointestinales (Defensoría del Pueblo, 2018).

La crisis se extendió al distrito de Pacora, donde en 2018 se confirmó la presencia de arsénico y otros metales pesados en los pozos que suministraban agua a la población (Shah et al., 2024a; citado en La Industria, 2020). La situación se agravó a principios de 2019, cuando la interrupción del suministro de agua potable debido a la contaminación de los pozos provocó protestas por parte de los residentes de Pacora. Los análisis revelaron que la concentración de arsénico en estas fuentes superaba el límite máximo permisible de 0.01%, alcanzando niveles de 0.03% (Devi et al., 2025).

Además, investigaciones posteriores revelaron que los niveles de arsénico en los caseríos de Pueblo Viejo y Puente Machuca, pertenecientes a Pacora, eran incluso superiores a los registrados en los pozos de Mórrope (Balarezo, 2019; citado en Agencia Peruana de Noticias, 2019). Para septiembre de 2019, un estudio detectó que el 53.5% de una muestra de 312 niños de entre 6 y 12 años en Pacora presentaban signos de exposición al arsénico (Devi et al., 2025; citado en La Industria, 2020). Asimismo, se identificaron al menos seis pozos contaminados en la zona (Vigo & James, 2018). El consumo de agua contaminada en Pacora se ha asociado con un aumento de malestares diarreicas, cáncer de estómago y otras afecciones como la anemia (Lozano, 2020; citado en La República, 2020).

La pandemia de COVID-19 ha exacerbado aún más los desafíos en Pacora, ya que las restricciones de movilidad y el acceso limitado a fuentes de agua seguras han obligado a los residentes a congregarse en torno a cisternas públicas, lo que dificulta el cumplimiento de las medidas de distanciamiento social. A pesar de la declaración de estado de emergencia en Pacora mediante el Decreto Supremo N° 143-2020, y de los esfuerzos realizados en Mórrope tras su propia declaración de emergencia, la persistencia del problema de contaminación sugiere que no se vislumbra una solución a corto plazo (Shah et al., 2024).

Dada la urgencia y la complejidad de esta situación, el presente estudio se propone realizar una caracterización fisicoquímica exhaustiva del agua del subsuelo del distrito de Pacora. Adicionalmente, se evaluará la viabilidad del proceso de biosorción para la bioadsorción de arsénico y plomo, utilizando diferentes dosis de cáscaras de bituca (*Colocasia esculenta*) como material bioadsorbente.

II. ANTECEDENTES Y BASES TEÓRICAS

2.1. Antecedentes

Diversos estudios han explorado el potencial de materiales de origen biológico como alternativas económicas y sustentables para la bioadsorción de contaminantes en agua.

(2019) investigó el uso de la cáscara de camote (*Ipomoea batata*) como un floculante orgánico en la biosorción de plomo en efluentes sintéticos. Los experimentos demostraron que incluso dosis bajas (0,5 g) presentaban una notable capacidad de adsorción, alcanzando una eficiencia de bioadsorción del 53,16%. Los resultados sugieren que la cáscara de camote puede ser un bioadsorbente eficaz para la bioadsorción de plomo en sistemas acuosos a escala de laboratorio, sin que el tiempo de tratamiento afecte significativamente la eficiencia.

En una línea similar, Ore (2019) evaluó las cáscaras de sanky (*Carryecactus brevistylus*) y pitahaya (*Selenicereus megalanthus*) como biosorbentes para la bioadsorción de plomo en aguas del río Chillón. El sanky mostró el mejor rendimiento con una concentración inicial de plomo de 1 mg/L y un pH de 4, mientras que la pitahaya fue más efectiva con 0,5 mg/L de plomo y el mismo pH. Las dosis óptima para el sanky fue de 1 g/L (99,4% de bioadsorción) y para la pitahaya, 1,5 g/L (99,4% de bioadsorción), ambos a pH 4. Adicionalmente, se observó que un menor tamaño de partícula de las cáscaras aumentaba la capacidad de biosorción.

Calderón (2019) se centró en la bioadsorción de arsénico usando un biofiltro de carbón activado derivado de cáscara de manzana, aplicándolo al tratamiento de aguas del subsuelo para consumo humano en Mala, Lima. El agua analizada superaba los límites permitidos de arsénico, coliformes fecales y totales. El estudio demostró que variables como el caudal, oxígeno disuelto y pH influyeron en la adsorción del arsénico. Los biofiltros probados lograron reducir la concentración de arsénico a

niveles aceptables, siendo el biofiltro B2 el más eficiente, operando con un caudal de 0,001 L/min.

En una investigación llevada a cabo por Fiestas y Millones (2019), se analizó en detalle la capacidad del carbón activado, derivado de la cáscara de coco, para remover el arsénico presente en aguas del subsuelo de la región de Mórrope, en Perú. El estudio se enfocó en determinar la influencia combinada de dos parámetros clave: la dosificación del material adsorbente y el tiempo de contacto entre el carbón activado y el agua contaminada.

El carbón activado, via a través de un proceso de activación química, demostró poseer las características necesarias para ser utilizado como un adsorbente eficiente en la bioadsorción de arsénico. Los resultados revelaron que, bajo condiciones específicas, se logró una bioadsorción de arsénico de hasta un 72%. Este nivel de eficiencia se alcanzó al emplear una concentración de carbón activado de 6 gramos por litro de agua y un tiempo de contacto de 3 horas.

Un análisis estadístico detallado informó sobre la concentración del carbón activado como la duración de relación jugaron un papel significativo en la eficacia de la bioadsorción del arsénico. Sin embargo, los investigadores no encontraron evidencia de una interacción sinérgica estadísticamente significativa entre estos dos factores, lo que sugiere que su influencia en la bioadsorción es aditivo más que multiplicativo. Estos hallazgos son de gran importancia para el desarrollo de estrategias de tratamiento de agua más eficientes y económicas en la región de Mórrope y en otras áreas con problemas similares de contaminación por arsénico.

Yrigoin (2019) evaluó la pectina de cáscara de naranja para reducir el arsénico en aguas del subsuelo de Mórrope. El agua analizada superaba el límite máximo permitido de arsénico (0,05 mg/L). La aplicación de dosis de pectina entre 0,5 g y 4 g

redujo significativamente la concentración de arsénico a pH 5 y pH 10, logrando incluso concentraciones por debajo del límite máximo permisible con dosis de 4g, 3g, 2g y 1g a pH 5 y pH 10, así como en la dosis de 4 g a pH 7.

En un estudio realizado por Ccencho en 2018, se exploró la viabilidad de utilizar cáscara de plátano seca como un bioadsorbente de bajo costo y origen natural para la bioadsorción de arsénico en fuentes de agua del subsuelo contaminadas. La investigación se centró en evaluar la capacidad de la cáscara de plátano para reducir la concentración de arsénico presente en el agua, así como en identificar las condiciones óptimas para maximizar la eficiencia del proceso de bioadsorción.

Los hallazgos del estudio evidenciaron la capacidad de la corteza de plátano deshidratada para disminuir la presencia de arsénico en el agua del subsuelo, concretamente reduciendo las concentraciones de 0.1 mg/L a 0.0827 mg/L. Adicionalmente, la investigación señaló que la dosis ideal de corteza de plátano y la dimensión de las partículas son elementos cruciales para lograr una supresión eficaz del arsénico. Se estableció que la unión de una dosis de 5 mg de corteza de plátano por cada 0.5 litros de agua, junto con un tamaño de partícula que pasara por una malla de tamaño -18, ofrecía los resultados más favorables en cuanto a la disminución de la concentración de arsénico.

Para finalizar, la investigación de Ccencho (2018) apoya la noción de que la bioadsorción, usando piel de plátano seca, representa un camino alentador para purificar agua contaminada con arsénico. Se enfatiza, además, la relevancia de tomar en cuenta aspectos como la conductividad, el potencial redox, la dosis de bioadsorbente y el tamaño de la partícula para perfeccionar el procedimiento de bioadsorción y obtener una depuración eficaz del arsénico en el agua del subsuelo. Choquejahuá (2018) investigó la depuración de soluciones acuosas

contaminadas con arsénico, empleando biomasa proveniente de granos de cebada y avena, recursos abundantes en las zonas altoandinas de la región de Puno. Los resultados obtenidos evidenciaron que ambos tipos de biomasa exhibían una notable aptitud para la extracción de arsénico del medio acuoso, logrando índices de bioadsorción que superaban el 89% en ambas muestras.

Por otra parte, Mendoza (2018) se abocó a la evaluación de cómo el tamaño de las partículas y la masa de la cáscara de naranja influían en la bioadsorción de plomo presente en aguas de una laguna. El estudio determinó que ambas variables ejercían un impacto significativo en el proceso de bioadsorción del plomo, alcanzando una eficiencia máxima del 91,55% al utilizar partículas con un tamaño de 0,841 mm y una masa de cáscara de 10 gramos.

En un estudio comparativo, Olivera (2017) analizó la capacidad de dos variedades distintas de cáscara de naranja para remover el plomo de aguas contaminadas. Los resultados revelaron diferencias notables entre ambas variedades, siendo la cáscara de la variedad San Luis la que demostró una mayor eficiencia en la bioadsorción, alcanzando un porcentaje de bioadsorción del 56,92%, en contraste con el 42,25% obtenido por la variedad Huando.

Huallpa (2017) investigó la biosorción de arsénico utilizando panca de maíz modificada químicamente, logrando una bioadsorción del 37,16% con un tratamiento específico (1,5 g de bioadsorbente, 250 μm). La presencia de lignina y grupos funcionales en la panca de maíz influyeron positivamente en la bioadsorción.

Zea (2017) evaluó la bioadsorción de arsénico (III) y (V) usando cascarilla de arroz modificada con dióxido de manganeso, logrando una bioadsorción total en condiciones específicas de pH y dosis de adsorbente. Los modelos cinéticos y de

equilibrio indicaron que el modelo de pseudo segundo orden y la isoterma de Langmuir describen adecuadamente el proceso.

2.2.1.1. Adsorción

La adsorción (AD) se destaca como una técnica de bioadsorción de contaminantes que ofrece ventajas significativas en términos de velocidad y rentabilidad en comparación con otras tecnologías disponibles. Su relativa sencillez de implementación la convierte en una opción atractiva y viable en una amplia gama de contextos y aplicaciones (Figueroa Leigh, 2013; citado en Fiestas y Millones, 2019, p.14).

El proceso de adsorción se basa en la concentración de una sustancia específica, conocida como adsorbato, sobre el área de otra fase, que puede ser sólida o líquida. La fase encargada de retener el adsorbato se denomina adsorbente (Fiestas y Millones, 2019, p.14). En esencia, la adsorción implica la adhesión de moléculas, átomos o iones de una sustancia (el adsorbato) a la superficie de un material (el adsorbente), lo que permite su separación y bioadsorción del medio circundante.

Tipos de adsorción.

Según Ccencho (2018), si se atiende a las fuerzas de interacción entre las moléculas del adsorbato y del adsorbente, es aceptada dos tipos fundamentales de adsorción, las cuales son:

Adsorción física.

Cuando las fuerzas son debido a las fuerzas de Van del Waals, se usa el termino adsorción física o fisisorción, pues en este tipo de adsorción, la molécula adsorbida puede trasladarse en la interfase por encontrarse libre y no en un lugar específico. (Ccencho, 2018, pp.24-25)

Adsorción química.

La adsorción química, también conocida como quimisorción, ocurre cuando se establecen fuertes enlaces, del tipo covalente, entre el adsorbato y el adsorbente. Este proceso se asemeja a una reacción química, ya que implica la transmisión de partículas entre ambas sustancias (Ccencho, 2018, p.25).

Adsorción biológica.

La biosorción se utiliza para remover contaminantes de difícil bioadsorción, como metales y tintes, presentes en el agua. Esta técnica se basa en el uso de biomateriales diversos, que abarcan desde bacterias, hongos y algas, hasta residuos industriales y agrícolas. Se investigan a fondo los mecanismos de unión, los parámetros que afectan la captación de contaminantes, y modelos isotérmicos y cinéticos. La capacidad de biosorción varía en función de la modificación y las características de la biomasa utilizada (Research reviews, 2008; citado en Yrigoin, 2019, p.22).

La capacidad de concentrar metales pesados en medios acuosos es una propiedad de ciertos tipos de biomasa muerta, que actúan como sustancias químicas. La pared celular de la biomasa es responsable de este fenómeno. Las investigaciones iniciales sobre biosorción de metales pesados en la Universidad de McGill en Montreal identificaron tipos de biomasa eficaces para concentrar estos metales (McGill University; citado en Yrigoin, 2019, p.22).

El proceso de biosorción comprende la interacción entre una fase sólida, denominada sorbente, y una fase líquida, usualmente agua, en la cual se encuentra el sorbato, es decir, la sustancia disuelta que es retenida mediante diversos mecanismos de adsorción. El sorbato es atraído hacia el sólido, y este proceso

continúa hasta que se establece un equilibrio (Ronda, 2016; citado en Yrigoin, 2019, p.22).

Bioadsorción (BAD)

La bioadsorción (BAD) se desarrolla a través de un proceso compuesto por dos etapas. En la primera interviene una fase sólida, correspondiente al biosorbente, mientras que en la segunda participa una fase líquida, generalmente agua, en la cual se encuentra disuelto el sorbato, usualmente en forma de iones metálicos. La interacción entre ambas fases ocurre debido a la afinidad existente entre el biosorbente y el sorbato, lo que permite que este último sea atraído y retenido mediante distintos mecanismos de unión. El proceso se mantiene hasta que se alcanza un estado de equilibrio entre el sorbato presente en la fase líquida y el sorbato fijado en la fase sólida. En este sentido, la eficiencia del bioadsorbente se define por la dosis de sorbato que es capaz de captar y retener de manera estable (Quiroz, 2017; citado en Reyes, 2019, pp. 18–19).

Bituca Colocasia esculenta.

Según Núñez (1989), como se referencia en el trabajo de García (2018), la bituca se describe como una planta herbácea perenne. Una característica definitoria es su cormo subterráneo, de forma subglobosa (aproximadamente esférica) y estolonífero (que produce estolones o brotes rastreros), cuyo diámetro alcanza cerca de 6 centímetros. Las hojas son de tipo peltado, lo que significa que el peciolo (el tallo de la hoja) se une a la lámina foliar por la parte inferior, en lugar de estar insertado en el borde. La lámina de la hoja suele medir entre 32 y 36 centímetros de longitud y de 22 a 70 centímetros de anchura. Las inflorescencias, que se desarrollan en las axilas (el ángulo entre la hoja y el tallo principal), destacan por su agradable fragancia, que recuerda al aroma de las frutas. Estas inflorescencias se sostienen por un pedúnculo

(tallo floral) que varía entre 9 y 80 centímetros de longitud, y presentan una espata (una hoja modificada que envuelve la estructura floral) que puede llegar a medir hasta 43 centímetros. Los frutos son descritos como bayas, con una forma que oscila entre subglobosa y oblonga, y dimensiones que van de 3.5 a 5 milímetros de largo y de 2.5 a 3.9 milímetros de diámetro. (p. 15)

A lo largo de la historia, la bituca, también conocida como malanga o taro, ha desempeñado un papel fundamental en la dieta de diversas culturas alrededor del mundo, abarcando regiones de África, Asia, Oceanía y Sudamérica. Esta amplia distribución y arraigo cultural se deben, en gran medida, a su elevado valor nutricional y a su versatilidad como alimento básico.

Los tubérculos de la bituca, que pueden alcanzar dimensiones que oscilan entre los 30 y los 60 centímetros, se caracterizan por una piel de color marrón, de textura rugosa y cubierta de vellosidades. Estos tubérculos son una fuente rica en almidón, un carbohidrato complejo que proporciona energía sostenida, así como en potasio, un mineral esencial para el funcionamiento adecuado del organismo. Tradicionalmente, los tubérculos de bituca se consumen cocidos, ya sea hervidos, asados o fritos, como parte de una amplia variedad de platos culinarios.

Además de sus tubérculos, la bituca ofrece otros componentes aprovechables desde el punto de vista nutricional. Los brotes jóvenes, las hojas y los tallos de la planta también son comestibles y se valoran por su contenido de vitaminas, que contribuyen a una dieta equilibrada y saludable.

Es importante destacar que la preparación de la bituca requiere seguir ciertas pautas y precauciones específicas para garantizar su seguridad y comestibilidad. Algunas de estas prácticas incluyen el remojo prolongado de los tubérculos, el lavado en agua con la adición de unas gotas de lejía (hipoclorito de sodio) y una cocción

adecuada a altas temperaturas. Estas medidas son esenciales para eliminar o neutralizar compuestos potencialmente tóxicos presentes en la planta, evitando así el riesgo de intoxicación (León, 1987; citado en Pajar, 2008, p.2).

La bituca es reconocida como uno de los cultivos más antiguos domesticados por el ser humano (Rodríguez, 1978; citado en Perales, 2016, p. 3). El origen es en el Sudeste Asiático, donde aún se desarrolla de forma silvestre, así como en Egipto, región en la que fue cultivada desde tiempos antiguos. En la actualidad, constituye un cultivo de amplia importancia en África Occidental (Fernández, 1970; citado en Perales, 2016, p. 3).

Actualmente, la bituca, también conocida como taro o malanga, se cultiva extensamente en regiones tropicales de ambos hemisferios, y con frecuencia se establece de forma espontánea en terrenos abandonados. Esta capacidad de naturalización ha sido documentada en testimonios de habitantes de Tingo María, quienes la consideran una maleza común durante las labores de limpieza de sus parcelas agrícolas, debido a su rápido crecimiento favorecido por las abundantes lluvias características de los climas tropicales húmedos. El género *Colocasia* comprende ocho especies cultivadas y naturalizadas en zonas tropicales y subtropicales húmedas, teniendo su área de distribución natural en las regiones tropicales de Asia, con una posterior expansión hacia el archipiélago malayo, Papúa Nueva Guinea y Australia. En el territorio peruano, se ha reportado la presencia de una única especie perteneciente a este género (Morales, 2012; citado en Perales, 2016, p. 3).

De acuerdo con la clasificación taxonómica establecida por León (1968), citado en Perales (2016), *Colocasia esculenta* se ubica de la siguiente manera (pp. 3–4): es de la División: Fanerógama, Subdivisión: Angiosperma, Clase: Monocotiledóneas,

Orden: Aroideas, Familia: Araceae, Subfamilia: Colocasiodeae, Género: Colocasia y Especie: *Colocasia esculenta* Schott. Al igual que otras plantas comestibles, las hojas de la bituca son una fuente valiosa de vitaminas, minerales y fibra dietética, contribuyendo a una alimentación equilibrada. Sin embargo, es importante destacar que, en su estado crudo, la planta contiene compuestos tóxicos, principalmente oxalato de calcio y rafidios en forma de agujas, que se encuentran localizados en las células vegetales. Por esta razón, el cormo o tubérculo de la bituca se consume únicamente después de ser sometido a un proceso de cocción adecuado, generalmente como un acompañamiento vegetal en platos a base de carne, pollo o pescado. Además, en algunas regiones, como Venezuela y Panamá, la bituca es un ingrediente tradicional del sancocho, un guiso sustancioso y reconfortante. En la gastronomía coreana, el cormo se pela y los brotes foliares se utilizan salteados como un plato sabroso y nutritivo (León, 2018, p. 10).

Desde una perspectiva nutricional, la bituca se distingue por su elevado contenido de almidón, que puede representar entre el 30 % y el 85 % de su peso en base seca, lo que la convierte en una fuente importante de energía. Además, también proporciona proteínas (1,4–7 %) y fibra (0,6–0,8 %), así como dosis significativas de vitamina A, vitamina C, calcio y fósforo (León, 2018, p. 10).

Diversos estudios científicos, como los realizados por Bendahou et al. (2006) y Ebenso et al. (2008), citados en León (2018), han investigado la composición química de la malanga, sobresaliendo las saponinas y taninos en el extracto acuoso. Asimismo, en el extracto etanólico se han identificado compuestos como saponinas, taninos, terpenos, antraquinonas, glucósidos cardíacos, flavonoides y alcaloides (p. 10), lo que sugiere la presencia de compuestos con potencial actividad biológica.

2.2.1. El arsénico

El arsénico (As), con número atómico 33, es un elemento químico cuyo símbolo y nombre se derivan de la palabra griega "arsenikos", que significa "potente". Según Ramírez (2013), citado en Calderón (2019), el arsénico se presenta como un sólido quebradizo, amorfo, de apariencia gris plateada brillante. Debido a la baja conductividad de sus compuestos, se le clasifica como un metaloide. El arsénico forma compuestos inorgánicos cuando se combina con cloro o azufre, y compuestos orgánicos cuando se combina con carbono o hidrógeno (p.33).

El arsénico tiene diversas aplicaciones, incluyendo la industria minero-metalúrgica, la fabricación de semiconductores, diodos láser y LED, uniones, herbicidas, pesticidas, la medicina homeopática y otras actividades humanas (Calderón, 2019, pp.33-34).

Propiedades fisicoquímicas del arsénico.

El arsénico (As) es un elemento químico con número atómico 33 y un peso atómico de 74,922, ampliamente distribuido en el ambiente, encontrándose en la atmósfera, la hidrosfera y la biosfera. Su presencia en la corteza terrestre representa aproximadamente el 5×10^{-4} %, lo que lo ubica entre los veinte elementos más abundantes del planeta (González Navarrete, 2017; Oscoco Choque, 2014; citado en Fiestas y Millones, 2019, p. 11).

El comportamiento del arsénico en el medio ambiente, particularmente su movilidad y sus formas químicas, está determinado principalmente por las condiciones de óxido-reducción, expresadas mediante el potencial redox (Eh), así como por el pH del sistema. El agua juega un papel fundamental como vehículo de transporte y dispersión del arsénico en el entorno natural. La concentración de este elemento en las fuentes de agua naturales puede fluctuar significativamente, dependiendo de las formas

químicas específicas presentes en los suelos de la región (Alarcón Herrera, 2013; citado en Fiestas y Millones, 2019, p. 11).

Si bien la concentración media de arsénico en la corteza terrestre es cercana a 2 ppm, su distribución no es uniforme. La incorporación de arsénico a las aguas naturales ocurre, principalmente, como consecuencia de procesos de erosión de rocas superficiales y materiales volcánicos (Gonzales y Osorio, 2014, p. 19).

Desde el punto de vista químico, el arsénico puede presentarse en cuatro estados de oxidación: -3, 0, +3 y +5. Además de su forma elemental, se encuentra comúnmente en estados pentavalentes y, con mayor predominio, en formas trivalentes, las cuales se caracterizan por su alta solubilidad y elevada toxicidad (Gonzales y Osorio, 2014, p. 19).

Este elemento forma una amplia variedad de compuestos tanto inorgánicos como orgánicos y puede manifestarse como semimetal en su estado elemental (As^0) o como especies iónicas, tales como arseniato (As^{+5}), arsenito (As^{+3}) y arsina (As^{-3}). En función de su estado químico, el arsénico puede comportarse como un metal, como ocurre en el sulfuro de arsénico, o como un metaloide en compuestos tipo arseniuro, como el arseniuro de hierro (As_2Fe) (Gonzales y Osorio, 2014, p. 19).

El arsénico posee diversas aplicaciones industriales, especialmente en el ámbito metalúrgico, donde se emplea en la fabricación de aleaciones. No obstante, su mayor utilización se ha dado en la industria química, principalmente en la elaboración de medicamentos, plaguicidas y conservantes de la madera. El uso intensivo de plaguicidas arsenicales ha sido identificado como una de las principales fuentes de contaminación ambiental en las últimas décadas. Dado que el arsénico es un contaminante persistente, su presencia puede mantenerse durante largos periodos en áreas afectadas. Además, debido al riesgo de su incorporación en la cadena

alimentaria, muchas de estas sustancias han sido restringidas o prohibidas en la actualidad (Gonzales y Osorio, 2014, p. 20).

Toxicidad del Arsénico y Influencias a la salud.

A escala global, un gran número de individuos está sometido a la exposición de arsénico, fundamentalmente mediante la ingesta de agua potable y alimentos contaminados (Bellamri et al., 2018). Aunque este elemento está presente de forma natural en el entorno, su nivel se ha acrecentado notablemente en los últimos tiempos debido a acciones humanas, como la extracción minera, la combustión de energéticos fósiles y la utilización de plaguicidas y detergentes con fosfatos (Ravenscroft et al., 2009; referenciado en Cayo y Montalvo, 2019, p. 11).

A pesar de que el arsénico se ha usado tradicionalmente, en dosis bajas, para el manejo de distintas afecciones como la sífilis, la leucemia, el paludismo y el cólera (Sambu y Wilson, 2008), su alta peligrosidad en niveles superiores está extensamente comprobada. Dentro de sus compuestos, la arsina (AsH_3) se considera la variedad más dañina, seguida por los arsenitos (As III), los arseniatos (As V) y los compuestos arsenicales metilados (Korte y Fernando, 1991; referenciado en Cayo y Montalvo, 2019, p. 11).

La exposición al arsénico puede producirse por diversas vías, incluyendo la inhalación, la ingestión y la absorción cutánea. Una vez incorporado al organismo, el arsénico se elimina principalmente a través de la orina, aunque también puede excretarse mediante las heces, el cabello, las uñas, la piel y la respiración. La ingestión de bajas concentraciones de arsénico puede provocar inicialmente alteraciones cutáneas (Argos, 2010; citado en Cayo y Montalvo, 2019, p. 11), mientras que la exposición crónica se asocia con trastornos dermatológicos, respiratorios, del neurodesarrollo, hepáticos, endocrinos y cardiovasculares (Naujokas y Anderson,

2013; citado en Cayo y Montalvo, 2019, p. 11). Asimismo, el consumo excesivo de arsénico favorece su acumulación en los tejidos, interfiriendo con la actividad enzimática a nivel celular (Satinder, 2008; citado en Cayo y Montalvo, 2019, p. 11).

Tras su absorción, entre el 95 % y el 99 % del arsénico se asocia a los glóbulos rojos, uniéndose a la globina y la hemoglobina. En un periodo aproximado de 24 horas, el arsénico abandona rápidamente el torrente sanguíneo y se distribuye hacia órganos como el hígado, los riñones, los pulmones, el bazo y las paredes del tracto gastrointestinal, encontrándose solo en pequeñas dosis en tejidos musculares y nerviosos (Rebaza y Rodríguez, 2014, p. 26).

El arsénico inorgánico es absorbido con rapidez en el tracto gastrointestinal y transportado al hígado, donde puede sufrir procesos de metilación que generan monometilarsénico (MMA) y dimetilarsénico (DMA). No obstante, una fracción del arsénico inorgánico puede acumularse en estructuras como el cabello, las uñas y la piel (Rebaza y Rodríguez, 2014, p. 26).

Tanto las especies orgánicas como inorgánicas de arsénico se eliminan principalmente por vía urinaria. La vida media del arsénico inorgánico es cercana a 10 horas, y alrededor del 80 % es excretado en un periodo de tres días. Sin embargo, la ingesta de elevadas dosis de As puede ocasionar intoxicación aguda e incluso la muerte (Rebaza y Rodríguez, 2014, p. 26).

El primer antecedente histórico que relaciona la presencia de arsénico en el agua con lesiones cutáneas, como hiperpigmentación, hiperqueratosis y cáncer de piel, fue documentado por Hutchinson en 1888 (Galetovic y de Fernicola, 2003, pp. 367–368). Posteriormente, en 1913, se identificaron en Argentina casos de intoxicación por arsénico que inicialmente fueron considerados accidentales. Con el incremento de casos, la afección fue denominada “enfermedad de Belleville” en la provincia de

Córdoba y, en 1917, se reconoció oficialmente como intoxicación endémica crónica por arsénico en el agua (HACRE), estableciéndose que la causa principal era el consumo de agua contaminada (Galetovic y de Fernicola, 2003, p. 368).

En Chile, durante el año 1923, se describió por primera vez una patología considerada endémica del país, conocida como “enfermedad de los nitratos” o “cáncer de los nitratos”, caracterizada por alteraciones cutáneas como hiperqueratosis y degeneración de la piel (Prunes, 1939). La ingestión de agua sin tratamiento adecuado continúa representando un riesgo significativo para la salud de numerosas poblaciones (Berg, 2001; citado en Galetovic y de Fernicola, 2003, p. 368).

Diversas investigaciones han evidenciado que la exposición prolongada al arsénico ocasiona lesiones cutáneas típicas, tales como alteraciones en la pigmentación principalmente en el tronco y las extremidades, queratosis palmar y plantar, hiperqueratosis, hiperpigmentación y cáncer de piel (Shannon y Strayer, 1989; citado en Galetovic y de Fernicola, 2003, p. 368). Estas manifestaciones incluyen manchas hipopigmentadas con aspecto de gotas de lluvia, áreas difusas de color marrón oscuro y ennegrecimiento generalizado de la piel. Dichas lesiones corresponden a una manifestación tardía de la toxicidad del arsénico y, en algunos estudios, se ha reportado una prevalencia superior al 80 % de la población expuesta (Meek y Hughes, 1992; citado en Galetovic y de Fernicola, 2003, p. 368).

La ingesta de agua contaminada con arsénico también se ha relacionado con la pérdida de embarazos y un aumento en la frecuencia de nacimientos sin vida. Igualmente, la larga exposición a valores de arsénico inorgánico que exceden los límites máximos permisibles puede desencadenar dolencias del corazón, como irregularidades en el ritmo cardíaco, presión arterial alta, deficiencia de riego sanguíneo en el corazón y el cerebro, así como diabetes y trastornos de las arterias

periféricas, como la llamada enfermedad de los "pies negros", que puede culminar en necrosis. A pesar de la realización de numerosos estudios, no se han podido confirmar vínculos directos entre la exposición al arsénico en el agua potable y efectos neurotóxicos o problemas reproductivos negativos (Buchet y Lison, 2000; Galetovic y de Fernicola, 2003, p. 368).

En Chile, se han documentado Influencias cardiovasculares adversos, como infarto de miocardio y problemas arteriales, en niños expuestos a concentraciones de arsénico en el agua de bebida superiores a 600 µg/L. En Taiwán, diversos estudios han identificado una relación entre la exposición al arsénico y una mayor prevalencia de cáncer de piel, así como con la enfermedad de los "pies negros" (Tseng, 1977; citado en Galetovic y de Fernicola, 2003, p. 368), aunque se ha sugerido que otros compuestos presentes en el agua podrían contribuir al desarrollo de esta patología (Buchet y Lison, 2000; citado en Galetovic y de Fernicola, 2003, p. 368).

Durante un periodo, se postuló que las poblaciones indígenas del norte de Chile, que consumían agua con concentraciones de arsénico entre 750 y 800 µg/L y presentaban desnutrición, poseían una capacidad diferenciada de biotransformación del arsénico, lo que las haría menos susceptibles a desarrollar enfermedades en comparación con poblaciones de Taiwán e India. No obstante, investigaciones posteriores demostraron la presencia de lesiones cutáneas en hombres y niños, con tasas de prevalencia similares a las observadas en otras regiones. Asimismo, se evidenció que las concentraciones de arsénico en el agua potable eran incluso superiores a las reportadas en poblaciones desnutridas de India y Taiwán (Smith, 2000; citado en Galetovic y de Fernicola, 2003, pp. 368–369). También se identificaron casos de cáncer de vejiga y pulmón, y la detección de micronúcleos en células vesicales aportó

evidencia de daño genético asociado al consumo de agua con concentraciones de arsénico de hasta 700 µg/L (Galetovic y de Fernicola, 2003, p. 369).

2.2.2.1. Arsénico en aguas del subsuelo.

La presencia de arsénico en concentraciones elevadas en aguas del subsuelo se identifica como un problema de alcance mundial (Vitela Rodríguez, 2011; referenciado en Rojas y Sánchez, 2020, p.33). Los diversos casos de hallazgo de arsénico en el agua del subsuelo a nivel global están asociados a diversos entornos geológicos: composiciones volcánicas, estructuras vulcanosedimentarias, zonas mineras, sistemas hidrotermales y cuencas aluviales terciarias y cuaternarias. En los rangos habituales de pH de las aguas del subsuelo, las formas estables de arsénico son As_2O_5 y $As_2O_3(s)$, sólidos que poseen una solubilidad suficiente como para sobrepasar las concentraciones autorizadas en agua potable. En condiciones oxidantes, las especies estables de arsénico son: H_3AsO_4 , $H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$ y AsO_4^{3-} . En situaciones moderadamente reductoras, H_3AsO_3 , $H_2AsO_3^-$ y $HAsO_3^{2-}$ son las formas predominantes (Bundschuh, Pérez, & Litter, 2008; referenciado en Rojas y Sánchez, 2020, p.33).

2.2.2. Plomo

El plomo (Pb), elemento con número atómico 82 y una densidad de 11.4 g/cm³, es considerado uno de los metales pesados más tóxicos. Si bien el plomo puede liberarse de forma natural a través de fuentes como la sal en los océanos, las erupciones volcánicas y los incendios forestales, las emisiones antropogénicas, derivadas del consumo de combustibles fósiles, la incineración de residuos y la producción de hierro, acero y cemento, son consideradas las principales causas de su presencia en el ambiente. Otras fuentes importantes incluyen baterías, pinturas, tuberías y pesticidas. Una vez que el Pb se deposita en el suelo, tiende a ser fijado por componentes orgánicos, lo que limita su disponibilidad para las plantas,

concentrándose en los primeros 5 cm de la superficie. Sin embargo, la adición de ácidos orgánicos puede aumentar su solubilidad y, por lo tanto, facilitar su transporte desde las raíces hacia los órganos aéreos de las plantas (Sharma y Dubey, 2005; citado en Paiva, 2015, p.49).

Dado que el Pb no es un elemento esencial, las plantas carecen de mecanismos específicos para su absorción, por lo que ésta ocurre de forma pasiva. Se ha sugerido que ciertos complejos formados entre el Pb y grupos carboxilo presentes en la superficie de la raíz pueden ingresar a la planta, aunque este mecanismo no está completamente elucidado. El Pb no ligado puede ingresar a través de los canales de Ca y acumularse en el floema y el xilema. La toxicidad del plomo en las plantas se manifiesta a través de la disminución de la germinación y el crecimiento de las raíces, la reducción de la tasa de fotosíntesis y un bajo rendimiento en la producción de biomasa (Sharma y Dubey, 2005; citado en Paiva, 2015, p.50).

2.2.4.1. Toxicocinética del plomo.

Las principales formas en que el plomo inorgánico ingresa al cuerpo humano son la respiración y la digestión. El plomo absorbido se transporta en la sangre y aproximadamente el 90% del plomo se fija en los glóbulos rojos. La principal vía de bioadsorción son los riñones. El plomo eliminado por la saliva puede pigmentar en borde de las encías (borde de Burton). (Hermeza y Lomparte, 2006, p.9)

2.2.4.2. Propiedades fisicoquímicas del plomo.

El plomo es un metal maleable y dúctil, de color grisáceo y elevado peso, que exhibe un brillo característico al ser cortado. Manifiesta solubilidad en agua que contiene nitrato, sales de amonio y dióxido de carbono (Hermeza y Lomparte, 2006, p.9). En condiciones ambientales, el plomo no se encuentra en su estado puro debido a su rápida oxidación al contacto con el aire, lo que le confiere una apariencia opaca.

Al interactuar con el agua, su superficie se oxida formando $Pb(OH)_2$, compuesto altamente soluble en este medio. Sus estados de oxidación comunes son 0, +2 y +4 (Hermoza y Lomparte, 2006, p.9). Su punto de fusión se sitúa en $327\text{ }^\circ\text{C}$ y su punto de ebullición en $1525\text{ }^\circ\text{C}$, liberando vapores nocivos al fundirse (Hermoza y Lomparte, 2006, p.9).

2.2.4.3. Plomo en el agua.

Las aguas superficiales actúan como un punto de encuentro para los compuestos de plomo. Aquellos insolubles tienden a precipitarse y adherirse a los sedimentos o a las partículas suspendidas, particularmente las de arcilla. Las plantas acuáticas también son propensas a acumular plomo. Niveles de plomo que superen los $0,1\text{ mg/L}$ pueden obstaculizar la descomposición bioquímica de la materia orgánica. Superando los $0,2\text{ mg/L}$, se observa una disminución en la población animal. El límite de toxicidad para peces como la trucha y el pescado blanco se sitúa en $0,3\text{ mg/L}$ (DVGW, 1985; referenciado en Accostupa y Mamani, 2012, p.50). En contraste, las aguas subterráneas pueden verse contaminadas por compuestos de plomo solubles, como el cloruro de plomo y el nitrato de plomo. Es bien sabido que el agua potable que circula por tuberías de plomo puede presentar elevadas concentraciones de este metal, influenciadas por las propiedades químicas del agua subterránea. El plomo permanece inalterado químicamente en aguas con bajo contenido de oxígeno. En las tuberías de plomo, el agua rica en carbonatos favorece la formación de depósitos de carbonato de plomo en la superficie interna de la tubería (Gisbert, 2004; referenciado en Accostupa y Mamani, 2012, p.50).

Influencias del plomo en la salud.

La mayoría de los mecanismos de toxicidad del plomo se han examinado en diversos procesos bioquímicos. Los aspectos más destacados de estos mecanismos

se derivan de la alteración enzimática en los procesos celulares. La incidencia y severidad de los síntomas clínicos se intensifican con el incremento de la concentración de plomo en la sangre. Los signos habituales de una intoxicación aguda incluyen: inapetencia, mareos, evacuaciones, retortijones, dificultad para dormir, fatiga, melancolía, jaqueca, molestias en las articulaciones o músculos, reducción de glóbulos rojos y merma en la libido. Desde una perspectiva a largo plazo (crónica), el daño en los seres humanos se focaliza principalmente en diversos sistemas, siendo los más relevantes el sistema nervioso, el sistema hematopoyético, el sistema renal y el sistema reproductivo. Todos los mecanismos de daño y efectos perjudiciales para la salud se fundamentan en que este metal carece de función biológica en los organismos vivos. Los efectos tóxicos del plomo y sus compuestos han sido estudiados en diferentes sistemas animales y vegetales durante varios años; de hecho, un estudio conducido por Zizza y colaboradores reportó que el plomo puede inducir disfunción neurológica, comprometiendo así la supervivencia de peces de valor comercial (Rodríguez, Cuéllar, Maldonado y Suardiaz, 2016, pp.259-260). Según Rodríguez, Cuéllar, Maldonado y Suardiaz (2016), las influencias en la salud del plomo, son:

- Influencia hematológica: El influencia del plomo sobre la aparición de anemia se debe a la inhibición del ácido D – aminolevulínico delta deshidratasa (ALAD) y a la actividad de la ferroquelatasa, que se encarga de catalizar la inserción del hierro en la protoporfirina IX y es muy sensible al plomo. La disminución de la actividad de esta enzima conduce a un aumento del sustrato protoporfirina Glóbulos rojos (EP) en glóbulos rojos.
- Influencia neurológica: La exposición al plomo puede causar trastornos del sistema nervioso central periférico, que se acumulan en el espacio endoneurial

de los nervios periféricos, lo que puede causar edema, aumento de la presión y eventualmente daño axonal. La exposición prolongada al plomo puede causar fatiga, alteraciones del sueño, dolores de cabeza, irritabilidad, tartamudeo y convulsiones. También puede causar debilidad muscular, ataxia, mareos y entumecimiento; asimismo, la habilidad visual, el tacto delicado y los conceptos de tiempo también pueden cambiar, mostrando cambios en la ansiedad, el estado de ánimo y la capacidad cognitiva. La neurotoxicidad por plomo se puede observar tanto en adultos como en niños. En los niños, la neurotoxicidad está relacionada con la dosis tóxica. Otros estudios han demostrado que la neurotoxicidad está relacionada con el comportamiento, la ansiedad y el nivel de conocimiento.

- Influencia renal: En los riñones, interfiere con la conversión de vitamina D a su forma activa. La nefropatía se caracteriza por hipertrofia celular en las células epiteliales del túbulo proximal, que se manifiesta por aminoácidos, hipofosfatemia y diabetes. Cambios morfológicos, como la formación de cuerpos de inclusión nucleares, cambios mitocondriales y disfunción del túbulo proximal. De manera similar, se informa que la concentración de plomo en la nefritis intersticial es superior a 40 µg / dL.
- Influencia cardiovascular: Según la Agencia de Protección de la Salud, hay algunos estudios epidemiológicos que muestran que la asociación entre el plomo y la presión arterial es débil. Sangre; los adultos tienen niveles sanguíneos más altos que los jóvenes. La exposición ocupacional crónica al plomo (> 30 ug / dL) también ha provocado un aumento de la presión arterial sistólica.

- Influencia hepático: El daño hepático se manifiesta porque el plomo cambia la función de la enzima hepática citocromo P450 y estimula la síntesis de lípidos en varios órganos del hígado. Varios estudios han informado que la peroxidación de la membrana de las células lipídicas es el mecanismo clave del Influencia tóxico del plomo sobre el metabolismo de los lípidos en modelos in vitro e in vivo. Sin embargo, el plomo no causa directamente peroxidación y los iones aceleran el proceso de promover la producción de lípidos de peróxido y la producción de especies de oxígeno libre.
- Influencia reproductivo: La exposición crónica al plomo puede afectar negativamente a los sistemas reproductivos masculinos y femeninos. La exposición ocupacional al plomo de las mujeres embarazadas antes o durante el embarazo está relacionada con el aborto espontáneo, la muerte fetal, el parto prematuro y los recién nacidos de bajo peso al nacer.

Influencias en el ADN: Este metal pesado puede alterar la integridad del material genético, provocando un Influencia tóxico llamado genotoxicidad, que también es el resultado de su intervención en la célula: inhibiendo la bomba de Na-K-ATPasa, aumentando el calcio intracelular y aumentando la Permeabilidad, síntesis de ADN, ARN y proteínas. Aunque el intercambio de aberraciones cromosómicas y cromátidas hermanas no está muy claro, los estudios han demostrado que están dañadas. (pp.260-261).

2.2.4.5. Adsorción de Arsénico As(V).

La bioadsorción de arsénico en su forma pentavalente (As(V)) se encuentra fuertemente controlada por la especiación del anión arsenato y el estado superficial del adsorbente. Según Smedley y Kinniburgh (2002), en un rango de pH de 3.5 a 7.5, el arsénico se presenta principalmente como H_2AsO_4^- (pH < 6.9) y HAsO_4^{2-} (pH >

6.9), lo que lo convierte en un ión estrictamente aniónico. Esto implica que su retención depende directamente de la presencia de grupos funcionales.

Gupta y Ali (2012) demostraron que, bajo condiciones de ligera acidez ($\text{pH} \approx 4.5\text{--}5.5$), los grupos carboxilo ($-\text{COOH}$) y fenólicos ($\text{Ar}-\text{OH}$) se protonan fácilmente, generando sitios activos con carga positiva ($-\text{COOH}_2^+$, $-\text{OH}_2^+$). Esta protonación superficial favorece la atracción electrostática entre la superficie del adsorbente y las especies aniónicas de As(V) . Esto explica por qué los materiales lignocelulósicos y bioadsorbentes tienden a mostrar su máxima eficiencia en rangos de pH moderadamente ácidos.

El estudio clásico de Mohan y Pittman (2007) profundiza en los mecanismos moleculares asociados a la retención del arsenato, destacando tres procesos principales:

1. Atracción electrostática entre la superficie protonada y los aniones $\text{H}_2\text{AsO}_4^- / \text{HAsO}_4^{2-}$.
2. Intercambio iónico, donde grupos protonados $-\text{COOH}_2^+$ pueden intercambiarse con arsenato, formando complejos superficiales estables ($-\text{COO}-\text{AsO}_3\text{H}$).
3. Complejación superficial mediante interacciones hidroxiladas ($\text{Ar}-\text{OH}\cdots\text{AsO}_4\text{H}$), generando puentes de hidrógeno o enlaces coordinados.

De acuerdo con Demiral y Güngör (2016), los materiales lignocelulósicos activados presentan una alta densidad de oxígenos superficiales ($-\text{OH}$, $-\text{COOH}$), lo que aumenta la disponibilidad de sitios protonables y explica la elevada afinidad por el arsenato a pH cercanos a 5. Su investigación confirma que el rendimiento máximo coincide con condiciones en las cuales la superficie está cargada positivamente, lo que concuerda completamente con el mecanismo electrostático descrito.

En conjunto, estos autores establecen que el mecanismo de adsorción de As(V) es altamente dependiente del pH, gobernado por:

- La protonación del adsorbente.
- La atracción electrostática.
- El intercambio iónico.
- La complejación superficial.
-

2.2.4.6. Adsorción de Plomo Pb (II)

A diferencia del arsénico, el plomo se comporta como un catión divalente altamente reactivo. He y Chen (2014) detallan que la adsorción de Pb(II) en biomateriales ocurre predominantemente mediante **interacciones con grupos oxigenados**, especialmente carboxilatos ($-\text{COO}^-$) e hidroxilos ($-\text{OH}$). Debido a su carga positiva, el Pb^{2+} puede formar enlaces estables mediante:

1. **Intercambio iónico** con grupos carboxilato:
 $-\text{COO}^- + \text{Pb}^{2+} \rightarrow -\text{COO}-\text{Pb}^+$
2. **Complejación superficial** con grupos hidroxilo:
 $-\text{OH} + \text{Pb}^{2+} \rightarrow -\text{O}-\text{Pb}^+ + \text{H}^+$
3. **Quelación polidentada**, en la cual el Pb^{2+} se coordina simultáneamente con varios grupos funcionales, formando complejos altamente estables.

Renu et al. (2017) señalan que el plomo presenta una afinidad especialmente alta por superficies lignocelulósicas, debido a la presencia simultánea de carboxilos y fenoles, permitiendo la formación de complejos bidentados o tridentados. Este comportamiento explica por qué la adsorción de Pb(II) se mantiene alta incluso en un

rango amplio de pH (3.5–6.5), antes de llegar al punto donde comienza la precipitación como $\text{Pb}(\text{OH})_2$.

Finalmente, Pérez-Marín et al. (2007) demostraron que residuos agrícolas ricos en grupos oxigenados pueden retener eficientemente Pb^{2+} mediante interacciones electrostáticas y complejación, incluso a pH moderado. Esto coincide con los resultados experimentales, donde el Pb(II) mostró eficiencias elevadas y relativamente estables en comparación con el As(V).

En síntesis, los autores coinciden en que el mecanismo de adsorción de Pb(II) se basa en:

- **Intercambio iónico directo,**
- **Complejación superficial,**
- **Quelación multidentada,**
- **Atracción electrostática** a pH moderado.

A diferencia del arsenato, el Pb^{2+} no presenta especiación aniónica, por lo que no sufre repulsión en pH cercanos a la neutralidad.

2.2.3. Mecanismos Químicos de Adsorción de Arsénico y Plomo por Cáscara de *Colocasia esculenta*

La capacidad de la cáscara de *Colocasia esculenta* para adsorber arsénico y plomo del agua se atribuye a su composición lignocelulósica, que incluye celulosa, hemicelulosa, lignina y pectinas (Lindholm-Lehto, 2019). Estos biopolímeros contienen **grupos funcionales activos** que facilitan interacciones químicas con los contaminantes metálicos en solución acuosa.

Grupos Funcionales Predominantes:

- Grupos carboxilo ($-\text{COOH}$ / $-\text{COO}^-$)
- Grupos hidroxilo ($-\text{OH}$)
- Grupos fenólicos ($\text{Ar}-\text{OH}$)
- Grupos carbonilo ($\text{C}=\text{O}$)
- Enlaces éster ($-\text{COOR}$)

Estos grupos funcionales constituyen sitios activos capaces de mediar el intercambio iónico, la complejación superficial y la atracción electrostática, mecanismos primarios para la retención de As(V) y Pb(II) (Bhardwaj et al., 2025) .

El pH juega un papel crucial al controlar la protonación/desprotonación de los grupos funcionales, lo que altera la carga superficial del bioadsorbente. Un pH cercano a 5 resulta en una proporción equilibrada de grupos protonados ($-\text{COOH}$, $\text{Ar}-\text{OH}$) y desprotonados ($-\text{COO}^-$), lo que favorece la interacción simultánea con aniones (como H_2AsO_4^-) y cationes (como Pb^{2+}). Este comportamiento se alinea con resultados experimentales y superficies de respuesta obtenidas en otros estudios (Poorkhalil et al., 2025).

Por lo tanto, se puede decir que el mecanismo químico de adsorción es heterogéneo y multifuncional, combinando fenómenos electrostáticos, complejación y formación de enlaces coordinados (Lindholm-Lehto, 2019).

III. MÉTODOS Y MATERIALES

3.1. Enfoque Metodológico

Este estudio adoptó un enfoque cuantitativo y experimental para investigar la eficacia de la cáscara de *Colocasia esculenta* en la bioadsorción de arsénico y plomo presentes en agua del subsuelo, considerando la influencia del pH y la dosis del bioadsorbente. Se implementó un diseño factorial completamente aleatorizado con réplicas. Este diseño permitió la manipulación controlada de los dos factores (pH y dosis) en múltiples niveles, lo cual permitió evaluar tanto las influencias principales de cada factor como la interacción entre ellos.

3.2. Variables

- **Variables Independientes:**

- ✓ pH de la solución acuosa (variado entre 3.5 y 7.5).
- ✓ Dosis del bioadsorbente (0.75 g, 1.0 g y 1.5 g).

- **Variable Dependiente:**

- ✓ Porcentaje de eficiencia en la bioadsorción de arsénico y plomo, determinado mediante análisis químico.

3.3. Estructura del Diseño Experimental

Se empleó un diseño factorial 5x3 (pH x dosis) con tres réplicas por cada combinación de tratamiento experimental, analizado mediante ANOVA bifactorial. La aleatorización de las muestras contribuyó a minimizar sesgos y controlar la variabilidad externa. Este diseño facilitó la evaluación de:

- La Influencia individual del pH en la bioadsorción.
- La Influencia individual de la dosis del bioadsorbente.
- La interacción combinada del pH y la dosis en la bioadsorción.

3.4. Procedimiento experimental detallado

1. Se recolectaron 20 litros de agua del subsuelo de un pozo ubicado en el distrito de Pacora.
2. Se determinaron las concentraciones iniciales de arsénico y plomo en el agua mediante espectrofotometría UV-Vis.
3. El pH de las muestras se ajustó a los niveles predefinidos utilizando soluciones de HCl o NaOH 0.1 M.
4. Se añadió el bioadsorbente, previamente preparado mediante secado, trituración y tamizado.
5. Las muestras se agitaron bajo condiciones controladas para favorecer el proceso de bioadsorción.
6. Después de la mezcla, las muestras se sometieron a filtración y se cuantificaron las concentraciones remanentes de arsénico y plomo.
7. Finalmente, se calculó la eficiencia de bioadsorción para cada combinación experimental y los datos se organizaron en matrices para su posterior análisis.

3.5. Análisis de Datos

El procesamiento y análisis de datos se realizó utilizando los programas R (v3.6.3) y Microsoft Excel. El análisis comprendió las siguientes etapas:

- Cálculo de promedios para las réplicas de cada tratamiento.
- Aplicación de un Análisis de Varianza (ANOVA) factorial de dos factores, utilizando un nivel de significancia $\alpha = 0.05$.
- Realización de pruebas de comparaciones múltiples *post hoc* en caso de encontrar diferencias significativas.
- Ajuste de modelos de regresión para estimar las combinaciones óptimas de pH y dosis para la bioadsorción de metales.

3.6. Población y Muestra

- **Población:**aguas del subsuelo contaminadas con metales pesados en el distrito de Pacora.
- **Muestra:** 20 litros de agua recolectada de un pozo específico utilizado para el consumo humano.

3.7. Técnicas e Instrumentos

- **Técnicas:** Revisión bibliográfica exhaustiva, experimentación controlada, registro sistemático de datos.
- **Instrumentos:** Fichas de observación, espectrofotómetro UV-Vis, pH-metro, balanza analítica, agitador magnético.
- **Materiales:** Reactivos químicos para el ajuste del pH, bioadsorbente derivado de *Colocasia esculenta*, materiales de filtración y cristalería de laboratorio.

3.8. Equipos utilizados

- Espectrofotómetro UV-Vis Thermo Scientific.
- pH-metro, calibrado previamente a la experimentación.
- Estufa de secado, utilizada para la preparación del bioadsorbente.
- Agitador magnético y balanza digital de alta precisión.

En general, esta metodología ofrece un enfoque sistemático, reproducible y riguroso para investigar y cuantificar el Influencia del pH y la dosis del bioadsorbente en la bioadsorción de arsénico y plomo del agua del subsuelo.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1. Resultados

La etapa experimental del proyecto se desarrolló en los laboratorios de la Facultad de Ingeniería Química e Industrias Alimentarias (FIQIA), ubicados en el departamento de

Lambayeque. En esta sección se presentan los resultados correspondientes a las concentraciones iniciales de arsénico y plomo determinadas en las muestras de agua del subsuelo procedentes del distrito de Pacora. Asimismo, se describe el Influencia de los tratamientos aplicados con diferentes dosis de bituca empleada como bioadsorbente y las concentraciones finales de ambos metales obtenidas al concluir el proceso de bioadsorción.

Procesamiento para la extracción del bioadsorbente

Por cada 3, 012 Kg de bituca, se obtuvieron 918.60 g de cáscara, resultando después del proceso de secado de 110°C x 8 horas en estufa o 80°C x 12 horas en el deshidratador de alimentos, para ser sometido a un molido, posteriormente tamizado, usándose la malla N° 200, obteniéndose 195.2 g y con un rendimiento final de 21.2497%.

Porcentaje de bioadsorción de Arsénico y Plomo

Los porcentajes de bioadsorción de As y Pb, se calcularon utilizando la siguiente ecuación:

$$\%A = \frac{C_0 - C_f}{C_0} \times 100\%$$

Donde:

%A es el porcentaje de bioadsorción, C_0 (mg/L) es la concentración inicial del As y Pb,

C_f (mg/L) es la concentración final de As y Pb.

Cinética de bioadsorción

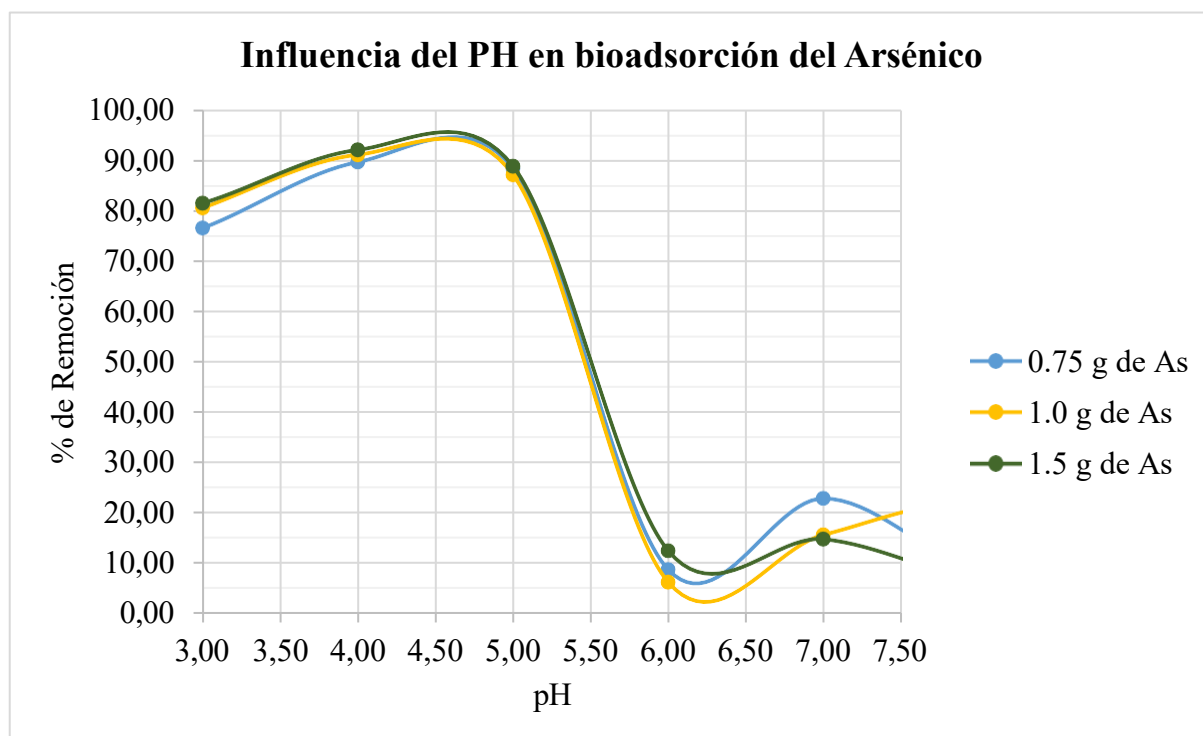
En la Figura 1 se evidencia la relación entre el pH de la solución y el porcentaje de bioadsorción de arsénico empleando tres concentraciones del contaminante (0.75 g, 1.0 g y 1.5 g). Los resultados de la figura 1 muestran una tendencia clara: el pH es un factor decisivo de adsorción, reflejándose en variaciones significativas de bioadsorción según el medio ácido o básico.

El análisis de la figura 1 muestra que, en la zona ácida, particularmente entre valores de pH mayores 3.0 y 5.0, se aprecia el mejor desempeño del adsorbente. A pH 3.0, la bioadsorción supera el 75% para todas las concentraciones evaluadas, incrementándose progresivamente hasta alcanzar su punto máximo aproximadamente en pH 4.5–5.0, donde se registra el mayor porcentaje de bioadsorción (95%). Este comportamiento se atribuye a la protonación de los grupos funcionales del bioadsorbente, los cuales generan una mayor atracción electrostática hacia las especies aniónicas del arsénico disuelto, favoreciendo la retención en la superficie activa.

Después del punto óptimo, la eficiencia disminuye de manera brusca conforme el pH se acerca a condiciones neutras y alcalinas. A pH 6.0 se observa una caída notable de la bioadsorción, alcanzando valores cercanos al 5–10%. Ésta marcada reducción sugiere que la desprotonación superficial reduce las fuerzas de interacción, provocando repulsión entre las cargas negativas del adsorbente y las especies predominantes de arsénico en solución. A pH 7.0–7.5 la bioadsorción se recupera parcialmente, registrándose valores entre 15 y 25%, sin embargo no alcanza los niveles obtenidos en condiciones ácidas.

Por consecuencia la figura 1 muestra que, la bioadsorción de arsénico es más eficiente en condiciones ácidas, con un rendimiento máximo alrededor de pH 5.0, mientras que la eficiencia disminuye drásticamente a partir de pH 6.0. Esto confirma que la adsorción depende significativamente del estado de ionización del adsorbente y de la especiación del arsénico, factores que deben considerarse al diseñar procesos de tratamiento de aguas contaminadas.

Figura 1. Influencia del pH en la bioadsorción del Arsénico



Nota. Elaboración propia

En la Figura 2 se presenta la influencia del pH sobre el porcentaje de bioadsorción de metales pesados empleando tres dosis del adsorbente (0.75, 1.0 y 1.5 g). Se evidencia que el comportamiento de la bioadsorción está fuertemente condicionado por el pH del medio, mostrando una tendencia general donde la eficiencia aumenta en condiciones ligeramente ácidas y disminuye considerablemente en pH neutro y alcalino.

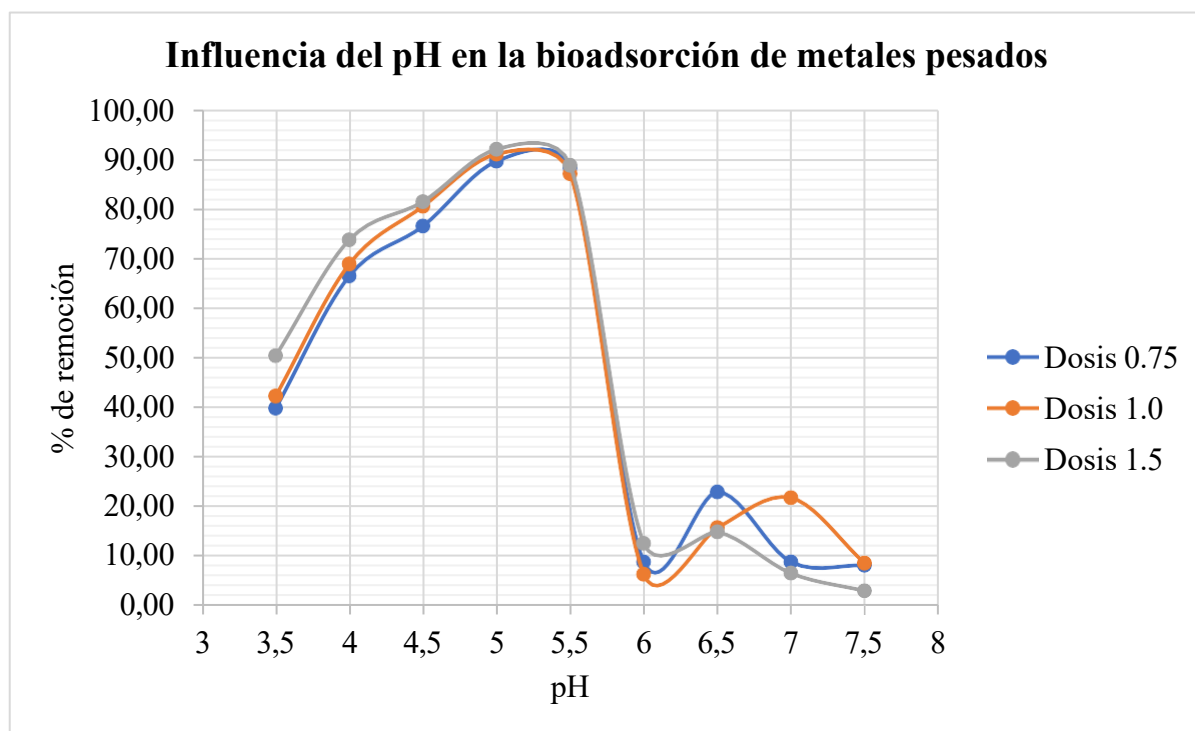
En el intervalo de pH 3.5–5.5 se observa el rendimiento más favorable. A pH 3.5, la bioadsorción alcanza valores entre 40 y 55 %, incrementándose progresivamente conforme el pH aumenta. Entre pH 4.5 y 5.0 la eficiencia supera el 75 %, llegando a registrar valores cercanos al 90–92 % para todas las dosis evaluadas, con un máximo localizado alrededor de pH 5.0–5.5. Este comportamiento sugiere que en medios ácidos la superficie del bioadsorbente se encuentra

mayormente protonada, favoreciendo la afinidad electrostática de los iones metálicos presentes en solución, lo cual promueve una elevada adsorción.

La observación de la figura 2 muestra que, al incrementarse el pH hacia condiciones cercanas a la neutralidad (pH 6.0), la bioadsorción disminuye abruptamente hasta rangos de 5–15 %. Esta caída pronunciada puede atribuirse a la desprotonación de grupos funcionales activos del material, generando repulsión entre sus cargas superficiales y los cationes metálicos, y reduciendo significativamente los sitios disponibles de adsorción. Posteriormente, entre pH 6.5 y 7.5 se observa un ligero aumento de bioadsorción, alcanzando valores máximos de 10–25 % dependiendo de la dosis; sin embargo, estos niveles continúan siendo considerablemente inferiores a los obtenidos bajo condiciones ácidas, confirmando que el proceso es más eficiente en dicho rango.

Los resultados de la figura 2 permiten concluir que el pH óptimo para la bioadsorción de metales pesados se encuentra en el rango de 4.5 a 5.5, mientras que en pH neutro y alcalino la eficiencia disminuye drásticamente. Este comportamiento coincide con lo reportado en la literatura, donde se destaca que la captura de cationes metálicos por biomateriales adsorbentes depende de la disponibilidad de sitios protonados y de la especiación metal–solución en función del pH.

Figura 2. Influencia del pH en la bioadsorción de metales pesados



Nota. Elaboración propia

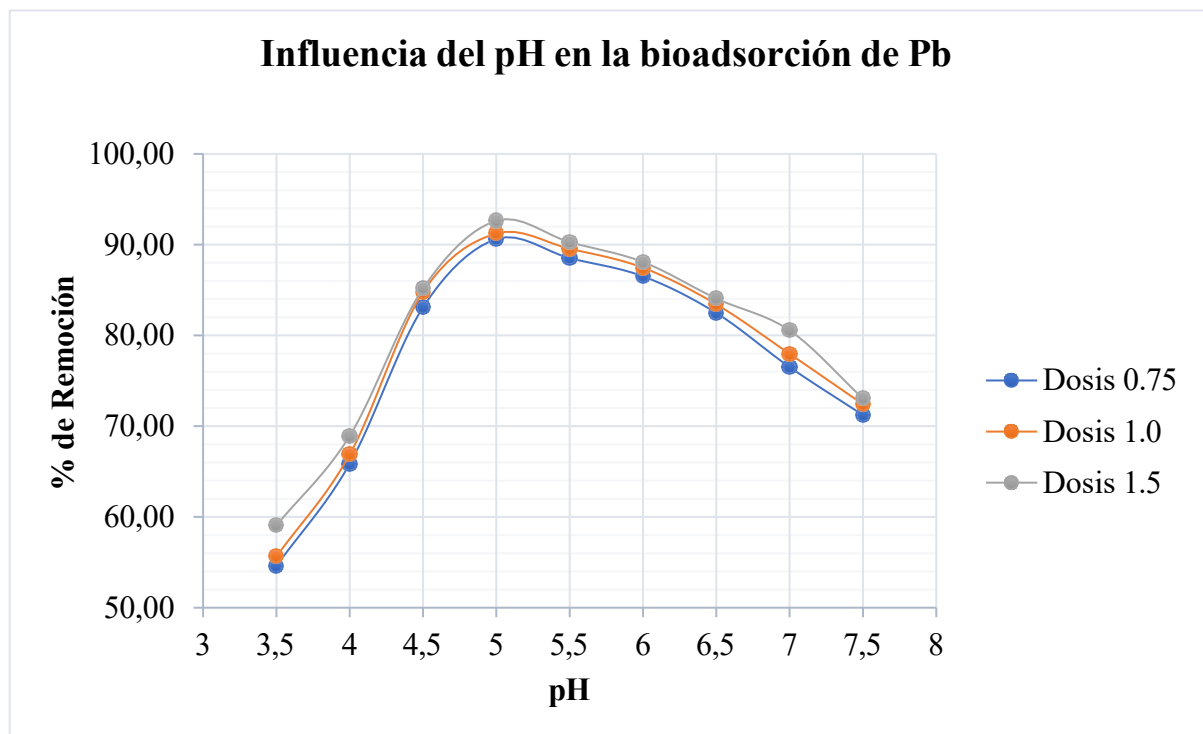
La Figura 3 muestra el Influencia del pH en la eficiencia de bioadsorción de plomo (Pb) para tres dosis diferentes del adsorbente (0.75, 1.0 y 1.5 gr). En términos generales, se observa un comportamiento similar para las tres dosis evaluadas, con un incremento progresivo en la bioadsorción al aumentar el pH desde 3.5 hasta aproximadamente 5.0, seguido de una disminución gradual a valores de pH más alcalinos.

El análisis de la figura 3 se observa que para las tres dosis, la eficiencia de bioadsorción aumenta marcadamente entre pH 3.5 y 5.0, alcanzando un máximo en torno al 90–93 %, lo que indica que este rango ligeramente ácido favorece los mecanismos de adsorción del Pb. A pH superiores a 5.0, la bioadsorción comienza a descender, situándose alrededor del 72–75 % a pH 7.5, probablemente debido a cambios en la especiación del metal o competencia con iones presentes en solución.

Aunque las tres dosis presentan tendencias muy similares, la dosis más alta (1.5) muestra ligeramente mejores porcentajes de bioadsorción en casi todo el intervalo evaluado, especialmente a pH bajos, lo que sugiere una mayor disponibilidad de sitios activos. Sin embargo, las diferencias entre dosis son moderadas, indicando que el pH es el factor predominante en la eficiencia del proceso.

En conjunto la figura 3 indica que, los resultados muestran que el pH óptimo para la bioadsorción de Pb se encuentra alrededor de 5.0 independientemente de la dosis utilizada, y que valores extremos de pH reducen la eficacia del tratamiento.

Figura 3. Influencia del pH en la bioadsorción del Plomo



Nota. Elaboración propia

Tabla 1. *Parámetros experimentales y eficiencia de bioadsorción de arsénico para diferentes rangos de pH y dosis del adsorbente*

Rango de pH	Dosis aplicada (gr)	N° de tratamientos	Concentración inicial de Arsénico	Concentraciones finales de arsénico			Promedio de los tratamientos	%Bioadsorción de arsénico	Desviación Estándar
				1	2	3			
3.5	0.75	T1	0.0073	0.0042	0.0046	0.0044	0.0044	39.7991	0.00018
	1.0	T2	0.0073	0.0041	0.0045	0.0040	0.0042	42.2603	0.00026
	1.5	T3	0.0073	0.0035	0.0037	0.0037	0.0036	50.3886	0.00006
4.5	0.75	T1	0.0073	0.0018	0.0017	0.0016	0.0017	76.5342	0.00010
	1.0	T2	0.0073	0.0014	0.0014	0.0015	0.0014	80.5187	0.00004
	1.5	T3	0.0073	0.0014	0.0013	0.0013	0.0014	81.4703	0.00005
5.0	0.75	T1	0.0073	0.0008	0.0007	0.0007	0.0008	89.6114	0.00005
	1.0	T2	0.0073	0.0007	0.0006	0.0007	0.0007	91.0639	0.00000
	1.5	T3	0.0073	0.0006	0.0006	0.0006	0.0006	92.0324	0.00000
6.0	0.75	T1	0.0073	0.0071	0.0066	0.0062	0.0067	8.7877	0.00044
	1.0	T2	0.0073	0.0064	0.0078	0.0063	0.0068	6.2900	0.00084
	1.5	T3	0.0073	0.0064	0.0064	0.0064	0.0064	12.5274	0.00000
7.5	0.75	T1	0.0073	0.0068	0.0067	0.0066	0.0067	8.1005	0.00008
	1.0	T2	0.0073	0.0069	0.0066	0.0065	0.0067	8.5443	0.00023
	1.5	T3	0.0073	0.0070	0.0071	0.0071	0.0071	2.9355	0.00005

Nota. Elaboración propia

Tabla 2. Parámetros experimentales y eficiencia de bioadsorción de Plomo para diferentes rangos de pH y dosis del adsorbente

Rango de pH	Dosis aplicada (gr)	N° de tratamientos	Concentración inicial de Plomo	Concentraciones finales de Plomo			Promedio de los tratamientos	%Bioadsorción de plomo	Desviación Estándar
				1	2	3			
3.5	0.75	T1	0.0143	0.0066	0.0064	0.0064	0.0065	54.5973	0.0001
	1.0	T2	0.0143	0.0063	0.0062	0.0063	0.0063	55.6358	0.0001
	1.5	T3	0.0143	0.0059	0.0058	0.0059	0.0059	59.0657	0.0000
4.5	0.75	T1	0.0143	0.0024	0.0024	0.0024	0.0024	83.0983	0.0000
	1.0	T2	0.0143	0.0024	0.0021	0.0021	0.0022	84.7796	0.0002
	1.5	T3	0.0143	0.0021	0.0021	0.0021	0.0021	85.1811	0.0000
5.0	0.75	T1	0.0143	0.0013	0.0014	0.0013	0.0013	90.6164	0.0000
	1.0	T2	0.0143	0.0013	0.0012	0.0013	0.0013	91.2293	0.0000
	1.5	T3	0.0143	0.0011	0.0010	0.0011	0.0011	92.6380	0.0000
6.0	0.75	T1	0.0143	0.0019	0.0019	0.0019	0.0019	86.5116	0.0000
	1.0	T2	0.0143	0.0018	0.0018	0.0018	0.0018	87.4576	0.0000
	1.5	T3	0.0143	0.0017	0.0017	0.0017	0.0017	88.0896	0.0000
7.5	0.75	T1	0.0143	0.0041	0.0043	0.0041	0.0041	71.2216	0.0001
	1.0	T2	0.0143	0.0039	0.0036	0.0039	0.0039	72.4089	0.0002
	1.5	T3	0.0143	0.0039	0.0039	0.0039	0.0039	73.0421	0.0000

Nota. Elaboración propia

4.2. Capítulo Estadístico – Análisis Factorial 5×3

Este capítulo presenta el análisis estadístico completo realizado sobre el diseño experimental factorial 5×3 aplicado a la bioadsorción de arsénico y plomo en un sistema de adsorción. El análisis se basa en la variabilidad de la bioadsorción de estos metales según dos factores principales: el pH del medio y la dosis de adsorbente. Las pruebas experimentales incluyeron tres réplicas por tratamiento, lo que permitió realizar un análisis ANOVA y explorar las influencias de los factores y sus interacciones.

ANOVA para Arsénico (% Bioadsorción)

En el análisis ANOVA realizado para el arsénico, se observaron influencias significativas tanto para el pH como para la dosis, con p-valores muy bajos (< 0.0001) para el pH y < 0.05 para la dosis. Además, la interacción entre el pH y la dosis fue significativa, lo que indica que la dosis solo mejora la bioadsorción en un rango específico de pH, particularmente entre 3.5 y 5.0.

Tabla 3. ANOVA Arsénico

Fuente de variación	Suma de cuadrados (SS)	gl	F	p-valor
pH	54 346.24	4	978.42	< 0.0001
Dosis	75.31	2	2.71	0.0827
Interacción pH × Dosis	256.63	8	2.31	0.0462
Error (Residual)	416.59	30	—	—
Total	55 094.77	44	—	—

Nota. Elaboración propia

Gráficas 2D para Arsénico

Figura 4. Influencia principal del pH para la bioadsorción de arsénico

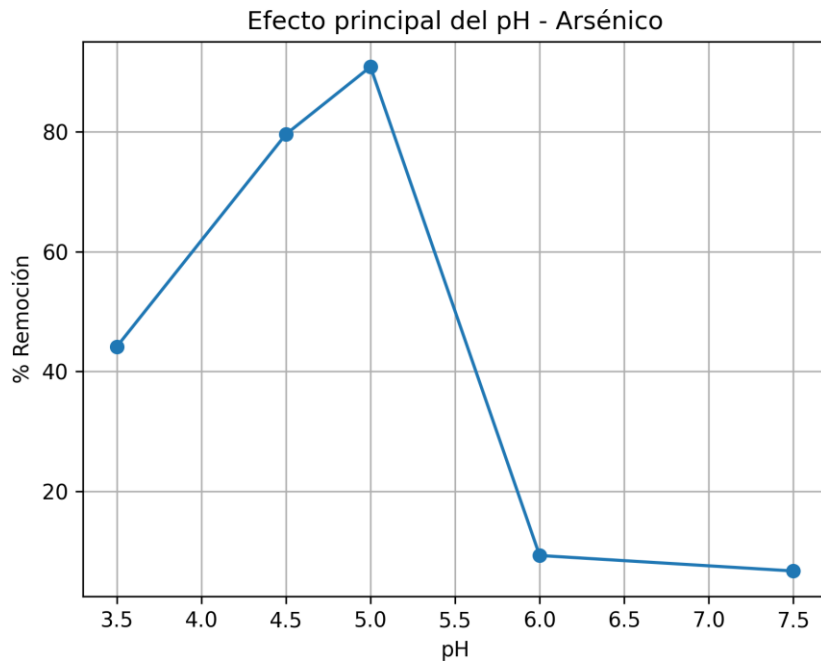
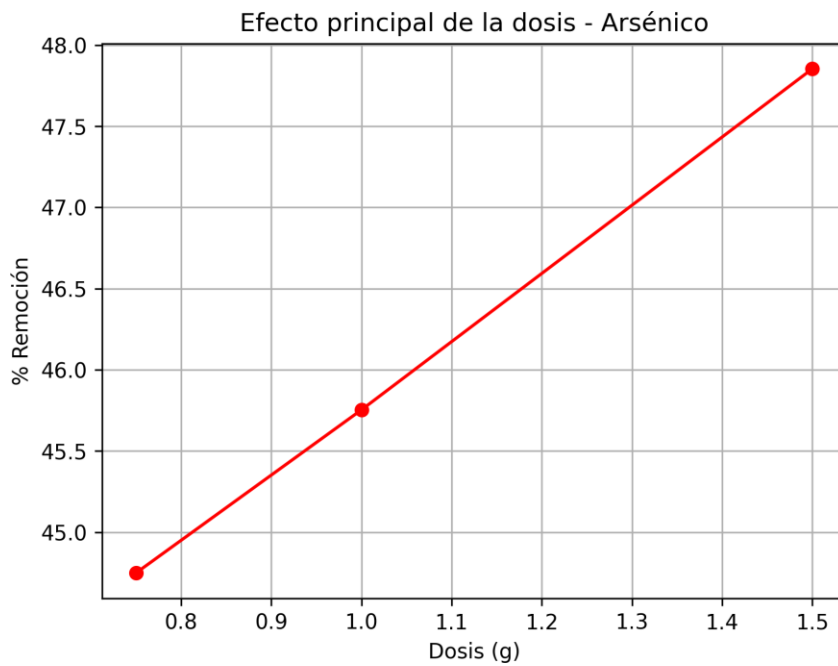
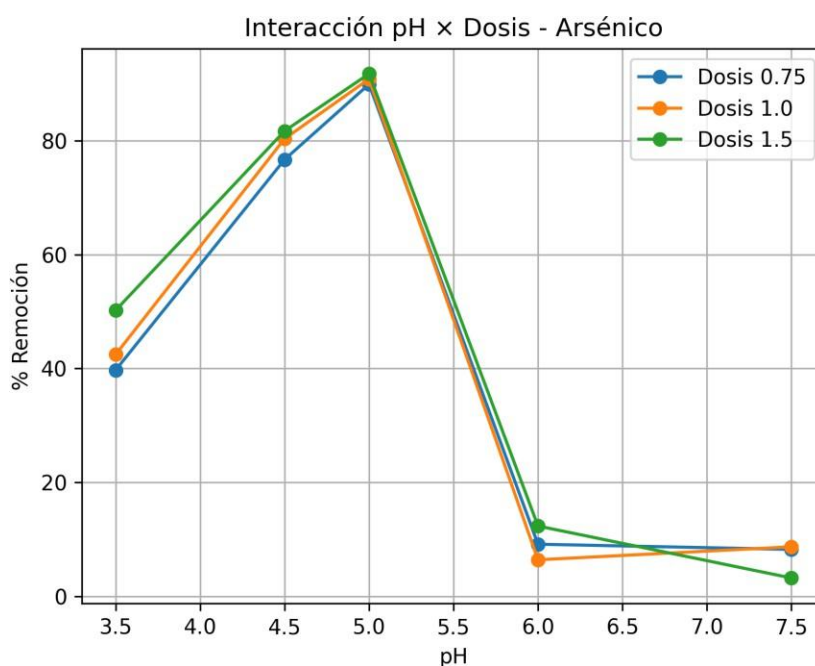


Figura 5. Influencia principal de la dosis para la bioadsorción de



arsénico

Figura 6. Interacción pH × Dosis para la bioadsorción de arsénico



ANOVA para Plomo (% Bioadsorción)

El análisis ANOVA para el plomo mostró Influencias similares, con un p-value para el pH significativamente bajo (< 0.0001), mientras que la dosis tuvo un Influencia más consistente y estable a través de los diferentes pH. La interacción también fue significativa, pero en menor medida en comparación con el arsénico. Esto indica que el plomo tiene un comportamiento más robusto frente a cambios en el pH y dosis.

Tabla 4. ANOVA Plomo

Fuente de variación	Suma de cuadrados (SS)	gl	F	p-valor
pH	7 177.27	4	5 326.26	< 0.0001
Dosis	39.40	2	58.48	< 0.0001
Interacción pH × Dosis	13.95	8	5.18	0.00041
Error (Residual)	10.11	30	—	—
Total	7 240.73	44	—	—

Nota. Elaboración propia

Gráficas 2D para Plomo

Figura 7. Influencia principal del pH para la bioadsorción de plomo

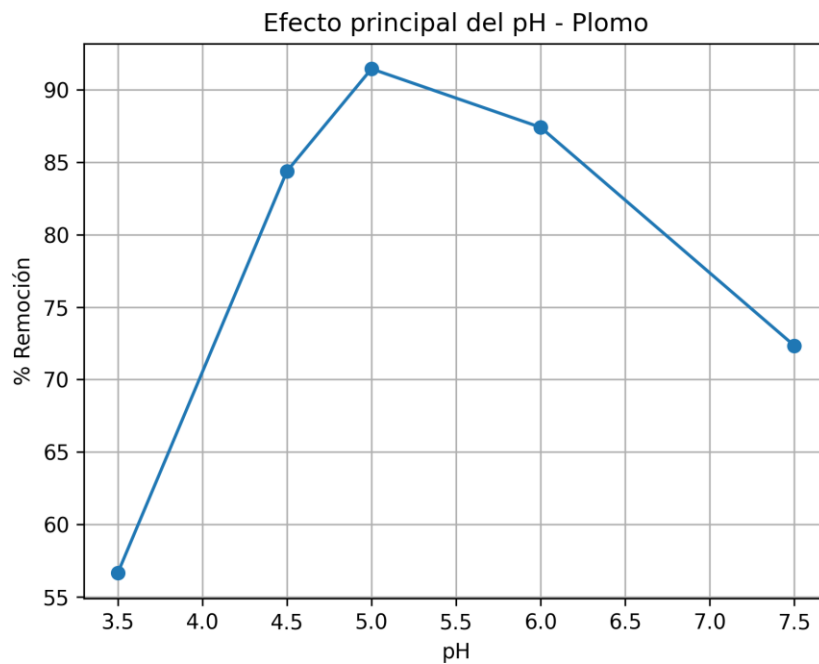


Figura 8. Influencia principal de la dosis para la bioadsorción de plomo

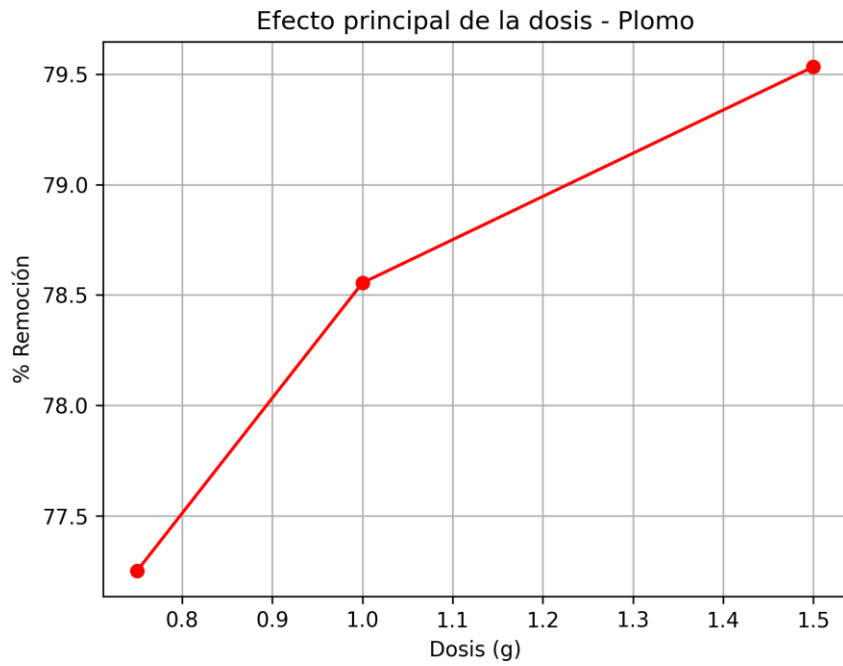
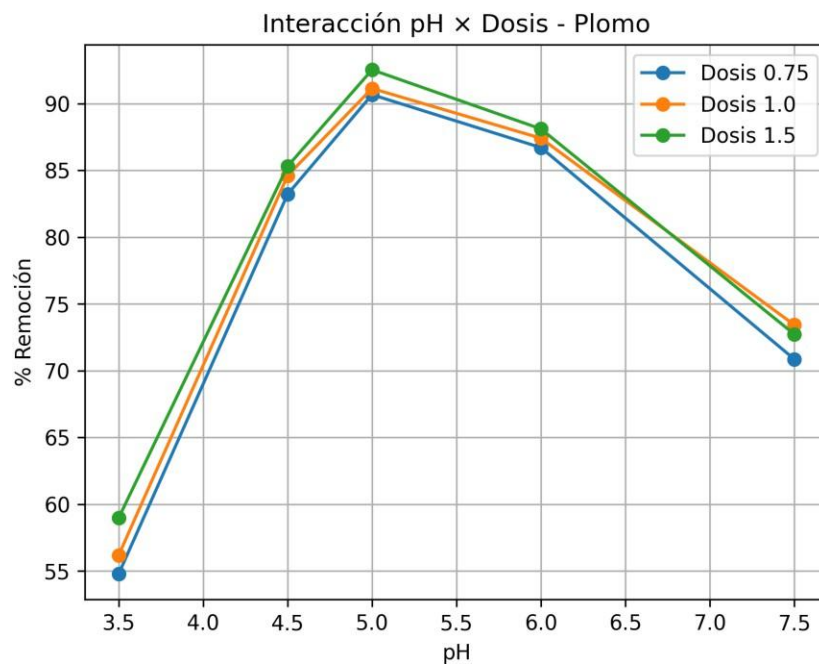


Figura 9. Interacción pH × Dosis para la bioadsorción de plomo



4.3. Discusiones

Los resultados obtenidos demuestran que la bioadsorción de As(V) y Pb(II) está controlada por la interacción entre el pH y la dosis del bioadsorbente, en concordancia con los mecanismos químicos descritos en la literatura.

Para As(V), el ANOVA evidenció que el pH es el factor dominante, con un Influencia altamente significativo ($p < 0.0001$). Este comportamiento coincide con Smedley y Kinniburgh (2002), quienes señalan que el arsenato permanece en forma aniónica en todo el rango de pH estudiado, por lo que su bioadsorción depende de la protonación superficial del adsorbente. A $\text{pH} \approx 5.0$, los grupos $-\text{COOH}$ y $-\text{OH}$ se encuentran protonados (Gupta y Ali, 2012), lo que favorece la atracción electrostática hacia H_2AsO_4^- y HAsO_4^{2-} . Este mecanismo explica la elevada eficiencia registrada experimentalmente en este pH.

El estudio de Mohan y Pittman (2007) respalda además que, además de la electrostática, ocurren procesos de intercambio iónico y complejación superficial, lo que fortalece la interacción As(V)-superficie. Los resultados obtenidos concuerdan con esta interpretación, ya que en pH 5.0 la bioadsorción superó el 90%.

En pH más altos (6.0–7.5), la caída abrupta de bioadsorción (<12%) se atribuye a la desprotonación de la superficie, generando repulsión electrostática, tal como predicen los modelos de Demiral y Güngör (2016). Esta respuesta confirma experimentalmente la sensibilidad extrema del As(V) al pH como variable crítica del proceso.

En contraste, la bioadsorción de Pb(II) mostró una dependencia menos estricta del pH. El ANOVA indicó que pH y dosis son altamente significativos ($p < 0.0001$), pero el metal mantuvo eficiencias superiores al 85% en un rango amplio. Este comportamiento coincide con He y Chen (2014), quienes explican que Pb^{2+} forma complejos estables con grupos oxigenados aun sin requerir superficies altamente protonadas.

Renu et al. (2017) señalan que la quelación multidentada es un mecanismo clave en biomateriales lignocelulósicos, lo cual concuerda con la estabilidad observada en las remociones de Pb(II). Los resultados también coinciden con Pérez-Marín et al. (2007), quienes demostraron la formación de complejos superficiales de Pb^{2+} en matrices agrícolas ricas en grupos carboxilato e hidroxilo. La comparación entre ambos contaminantes muestra que As(V) es altamente dependiente del pH, mientras que Pb(II) responde de forma más estable, debido a diferencias fundamentales en su especiación y mecanismos dominantes de adsorción.

V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

1. La caracterización fisicoquímica del agua del subsuelo de Pacora confirmó la presencia de arsénico y plomo en concentraciones superiores a los valores establecidos por la normativa peruana, evidenciando la necesidad de implementar tecnologías accesibles de tratamiento basadas en bioadsorción.
2. El pH tuvo un Influencia determinante en la eficiencia de bioadsorción de As(V) y Pb(II). Para ambos metales, el rango ligeramente ácido (4.5–5.5) incrementó significativamente la capacidad de adsorción del bioadsorbente, alcanzándose valores máximos a pH 5.0. Esto demuestra que el pH controla tanto la especiación del metal como el estado superficial del adsorbente.
3. La dosis del bioadsorbente influyó directamente en la bioadsorción de los metales, observándose una mayor eficiencia a mayor dosis de biomasa. La dosis de 1.5 g produjo las mejores remociones; no obstante, la Influencia fue menor en paralelo con el impacto del pH, lo que indica que la dosis es un factor importante pero no decisivo por sí sola.
4. El análisis estadístico mediante ANOVA mostró que la interacción pH × dosis es significativa, especialmente para As(V). Esto confirma que el proceso de adsorción depende simultáneamente del estado de protonación de la biomasa y de la disponibilidad de sitios activos, lo que respalda los mecanismos de intercambio iónico, atracción electrostática y complejación descritos en la literatura científica. Las condiciones óptimas de bioadsorción para ambos metales se alcanzaron a pH 5.0 y con una dosis de 1.5 g del bioadsorbente, logrando eficiencias superiores al 90 %. Estas condiciones reflejan el equilibrio ideal entre la especiación del contaminante y la capacidad activa de la superficie del adsorbente.

5. La comparación con investigaciones anteriores reveló que la corteza de *Colocasia esculenta* exhibe una eficacia comparable o incluso mayor a la de otros bioadsorbentes de origen agrícola utilizados para la bioadsorción de metales pesados. Esto refuerza su posición como un material prometedor, de bajo costo y respetuoso con el medio ambiente, para el tratamiento de aguas contaminadas en localidades como Pacora.

VI. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adeloju, S. B., Khan, S., & Patti, A. F. (2021). Arsenic Contamination of Groundwater and Its Implications for Drinking Water Quality and Human Health in Under-Developed Countries and Remote Communities—A Review. *Applied Sciences*, 11(4), 1926. <https://doi.org/10.3390/app11041926>

Avila Ñaupá, A. S., & Alata Ccori, V. R. (2020). *Evaluación de la eficiencia de bioadsorción del arsénico en agua del subsuelo utilizando harina de Totorá Nativa (Schoenoplectus californicus) en la zona rural de Coata, región Puno* [Tesis de pregrado, Universidad Peruana Unión]. Repositorio UPEU. <http://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/3205>

Bhardwaj, A., Bansal, M., Garima, Wilson, K., Gupta, S., & Dhanawat, M. (2025). Lignocellulose biosorbents: Unlocking the potential for sustainable environmental cleanup. *International Journal of Biological Macromolecules*, 294, 139497. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2025.139497>

Calderon Maravi, H. A. (2019). *Bioadsorción de arsénico mediante el uso del biofiltro de carbón activado a base de cáscara de manzana para el tratamiento de aguas del subsuelo empleadas para el consumo humano de la comunidad campesina San Marcos de la Aguada, Mala, Lima* [Tesis de pregrado, Universidad de Huánuco]. Repositorio Institucional UDH. <http://repositorio.udh.edu.pe/123456789/2247>

Ccencho Mercado, S. (2018). *Uso de biomasa seca (cáscara de plátano) como bioadsorbente de Arsénico en agua del subsuelo, Cruz del Médano, Mórrope,*

Lambayeque, a nivel laboratorio - 2018 [Tesis de pregrado, Universidad César Vallejo]. Repositorio UCV. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/20198>

Collantes Zegarra, L. (2019). *Capacidad biosorbente de plomo de la cáscara de naranja (Citrus sinensis (L.) Osbeck) y la vaina de taya (Caesalpinia spinosa (Molina) Kuntze)* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional de Cajamarca]. Repositorio Institucional UNC. <http://hdl.handle.net/20.500.14074/3392>

Devi, P., Kanwal, S., Ahmed, Z., Rizwan, M., & Khan, S. (2025). Arsenic removal from water using marble powder waste: A comprehensive study on adsorption dynamics and machine learning predictions. *Desalination and Water Treatment*, 321, 100912. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100912>

Hernández Sánchez, M. L., Rivas Zamora, H. C., Ventura Bolaños, G. B., Carranza Estrada, F. A., Bonilla de Torres, B. L., & Palacios, D. J. (2018). *Evaluación de la efectividad de la semilla de Teberinto (Moringa oleífera Lam.) como método de bioadsorción de arsénico y plomo en agua para consumo humano*. *Revista Agrociencia*, 2(7), Agosto–Septiembre

Ore Cordero, S. F. (2019). *Biosorción con las cáscaras de Sanky (Caryeocactus brevistylus) y Pitahaya (Selenicereus megalanthus) para la bioadsorción de plomo en aguas fortificadas del río Chillón – Carabayllo* [Tesis de licenciatura, Universidad César Vallejo].

Pérez Chauca, L., & Quispe Cisneros, J. (2019). Bioadsorción de arsénico en aguas para consumo humano empleando adsorbentes a partir de cenizas de eucalipto y carbón mineral. *Investigación*, 27(1), 113

He, J., & Chen, J. P. (2014). A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: Materials, performances, chemistry, and modeling simulation tools. *Bioresource Technology*, 160, 67–78. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.068>

Lindholm-Lehto, P. C. (2019). Biosorption of heavy metals by lignocellulosic biomass and chemical analysis. *BioResources*, 14(2), 4952–4995. <https://doi.org/10.15376/biores.14.2.Lindholm-Lehto>

Neisan, R. S., Saady, N. M. C., Bazan, C., & Zendejboudi, S. (2025a). Optimization of arsenic removal from water using novel renewable adsorbents derived from orange peels. *Waste Management Bulletin*, 3(2), 21–35. <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2025.02.006>

Poorkhalil, A., Tayefehseyfi, E., Farrokhzad, H., & Mohsenzadeh, A. (2025). Natural and synthetic zeolites for arsenic removal from water: A comprehensive review of mechanisms, performance, and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 19, 100866. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100866>

Shah, A., Arjunan, A., Thumma, A., Zakharova, J., Bolarinwa, T., Devi, S., & Batool, M. (2024a). Adsorptive removal of arsenic from drinking water using KOH-modified sewage sludge-derived biochar. *Cleaner Water*, 2, 100022. <https://doi.org/10.1016/j.clwat.2024.100022>

Vigo, G., & James, C. ([s.d.]). *TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO QUÍMICO:*

ANEXOS

Anexo 1. Procedimiento de secado de la cáscara

1. Secar la cascara de bituca



2. Poner a secar dos veces en la estufa a 110 °C para que pierda toda la humedad que pueda tener



3. Pesar dos veces después de cada secado en la estufa y observamos que no vario su peso, entonces realmente perdió toda la humedad de la cascara de bituca. Pesamos la fuente vacía y luego pesamos con la cascara de bituca y la diferencia de peso nos dio el peso neto de cascara de bituca. 55 gramos



4. Moler la cascara de bituca 90 min y tamizamos a diferentes medidas de mallas por 10 min.

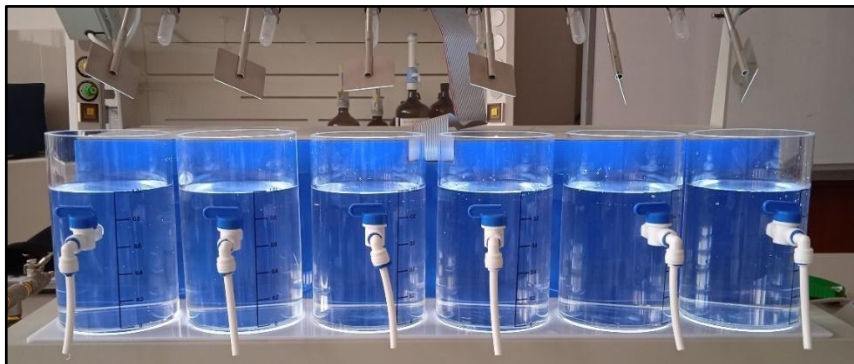




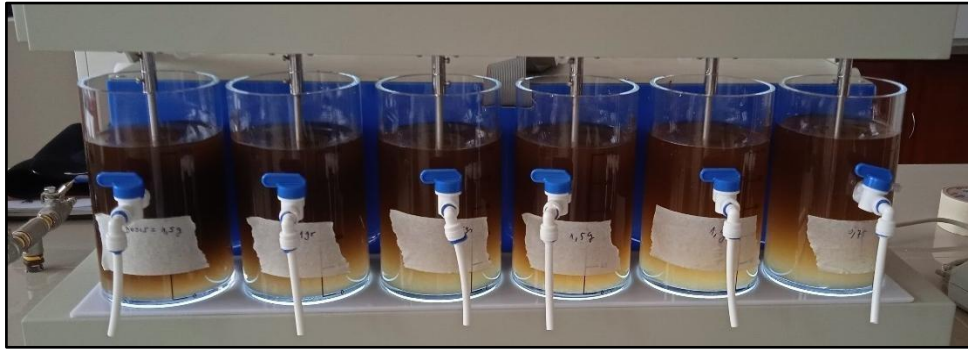
5. Utilizar la harina de la cáscara de bituca más fina ello corresponde a la de malla 200 para pesar en las siguientes dosis de 0.75, 1 y 1.5 gramos, en la balanza analítica.



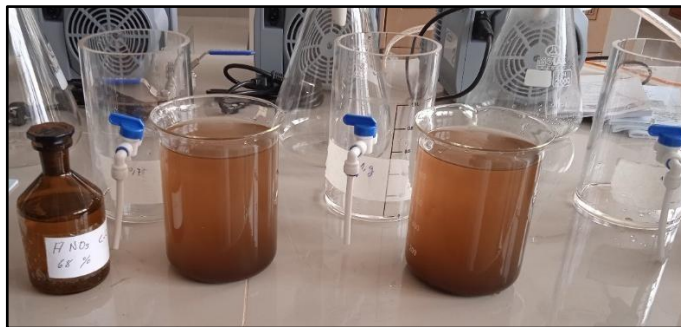
6. En la prueba de jarra echamos 1 litro de agua contaminada en cada frasco.



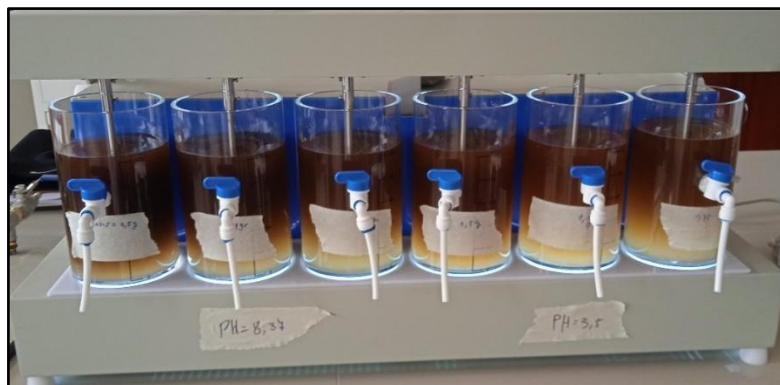
7. Le agregamos las dosis en cada frasco y luego lo mezclamos por 2 min a 250 rpm.



8. Comenzamos a tratar el agua por cada pH de 3.5, 4.5, 5.0, 5.5, 6.0, 7.0, 7.5. Y cada pH va tener 3 dosis. Utilizaremos ácido nítrico para regular el pH.



9. Luego programamos el tablero de prueba de jarra a 250 rpm 5min y 120 rpm a 10 min.



10. Luego filtramos en cada uno en su pH respectivo y luego lo ponemos en phmetro para la lectura en el

